



LIMNOLOGISKA INSTITUTIONEN LUNDS UNIVERSITET

LÅNGTIDSMÄSSIGA VATTENKEMISKA FÖRÄNDRINGAR I NÅGRA SVENSKA SJÖREGIONER

Long-term changes in basic water chemistry
in some Swedish lake regions

Gunnar Andersson





LIMNOLOGISKA INSTITUTIONEN LUNDS UNIVERSITET

LÅNGTIDSMÄSSIGA VATTENKEMISKA FÖRÄNDRINGAR I NÅGRA SVENSKA SJÖREGIONER

Long-term changes in basic water chemistry
in some Swedish lake regions.

Gunnar Andersson



INSTITUTE OF LIMNOLOGY

University of Lund

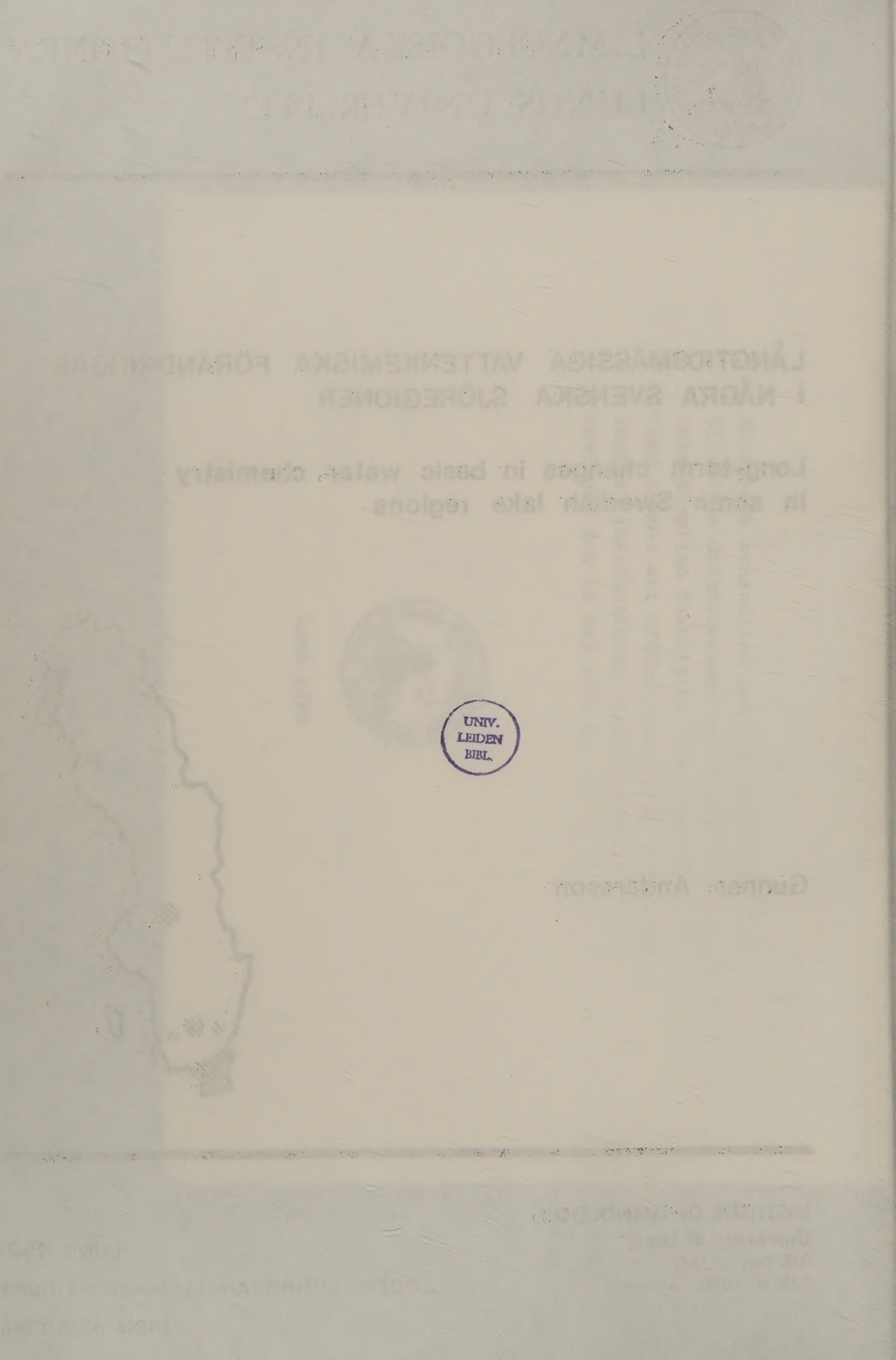
P.O. Box 3060

S-220 03 LUND Sweden

LUND 1980

CODEN LUNBDS/(NB LI-1004)/1-169/(1980)

ISSN 0348-0798



LÄNGDOMASSIGA VATTENKEMISKA FÖRÄNDRINGAR
I NÅGRA SVENSKA SJÖREGIONER

Long-term changes in basic water chemistry
in some Swedish lake regions



Gunnar Andersson



LÅNGTIDSMÄSSIGA VATTENKEMISKA FÖRÄNDRINGAR
I NÅGRA SVENSKA SJÖREGIONER

Long-term changes in basic water chemistry
in some Swedish lake regions

av

Gunnar Andersson

Avhandlingen består av följande tre delar:

- I. Kemiska förändringar i sjöar i Norrbotten
och sydöstra Dalarna
- II. Långtidsmässiga förändringar i småländska
sjöars vattenkemi
- III. Översikt över vattenkemiska förändringar
i skånska sjöar

INNEHÅLLSFÖRTECKNING	Antal sidor
----------------------	----------------

Summary	12
Erkännanden	1
I. Kemiska förändringar i sjöar i Norr- botten och sydöstra Dalarna	61
II. Långtidsmässiga förändringar i småländ- ska sjöars vattenkemi	74
III. Översikt över vattenkemiska förändringar i skånska sjöar	21

In 1966 I studied five oligotrophic lakes in the southern Swedish area (southern part of the lake in this species). If these lakes were considered to be unaffected by human activity, they are considered to be unaffected by human activity. When pH and conductivity data from 1950-55 were compared with values from 1970, however, chemical changes were clearly seen in some of the lakes. In 1969, 37 oligotrophic lakes in the Swedish region together with 10 eutrophic lakes in the province of Östergötland (Sweden) were surveyed for pH, conductivity and water temperature. Conductivity had increased in all lakes, and pH changes were evident in some. When Odén (1971) presented the 1969-70 acidification problem in Scandinavia, an explanation for the changes in these lakes was given. The investigations in the Swedish region and in the Swedish lakes were repeated in 1970, and studies have been

SUMMARY

Man affects the quality and chemical composition of fresh waters through various activities. Industrialization and urbanization together with the introduction of indoor plumbing caused health and ecological problems as early as the end of the 19th century. Thus, the first environmental problems were caused by discharge of municipal and industrial sewage and wastewater. These organic wastes caused oxygen deficiency, fish kills and odour problems. The second problem - nutrient enrichment - arose when organic pollution was reduced, and this caused algal blooms and other symptoms of eutrophication. These two types of environmental degradation created local problems.

A third, more large-scale threat has been growing during the latest decades. Emissions of acid and sulphur-rich substances to the atmosphere have resulted in acid precipitation. In areas with non-calcareous rocks and soils resistant to weathering, lakes and streams are undergoing acidification. Species and communities of freshwater organisms are destroyed, and the whole ecosystem is impoverished.

In 1966 I studied five, oligotrophic lakes in the wellknown Aneboda area (south-central Sweden). Most lakes in this sparsely populated area were considered to be unaffected by human activity. When pH and conductivity data from 1928-38 were compared with values from 1966, however, chemical changes were clearly seen in some of the lakes. In 1967, 30 oligotrophic lakes in the Aneboda region together with 30 eutrophic lakes in the province of Scania (southernmost Sweden) were surveyed for pH, conductivity and major constituents. Conductivity had increased in all lakes, and pH changes were evident in some. When Odén (1968) presented the large-scale acidification problem in Scandinavia, an explanation for the changes in these lakes was given. The investigations in the Aneboda region and in the Scanian lakes were repeated in 1968, and studies have been

performed in 10-30 lakes yearly since then (except for 1970). An expanded study was made in 1974, when 112 lakes in central and northern Sweden were included.

The primary goal of the present investigation was to study long-term chemical changes in Swedish lake waters. Thus, lakes earlier studied by limnologists were selected in four areas:

1. Norrbotten (Nb in Fig 1), the northernmost province of Sweden. In 1930-35 Lohammar (1938) studied water chemistry and higher vegetation in 67 lakes situated mainly in the low-land between the rivers Kalix and Torne älv. The lakes are poor in electrolytes, shallow and surrounded by forests and arable land. Both oligotrophic and eutrophic lakes were included as well as six lakes from the province of Västerbotten (Vb). Based mainly on location the lakes were divided into 8 groups.

2. Dalarna (Dal in Fig 1), central Sweden. In this province 59 lakes were studied by Lohammar (1938). The lakes are of different character and have been placed in 8 subgroups arranged in the two main groups Dalarna I (Dal I) and Dalarna II (Dal II). Oligotrophic, soft-water lakes located in forested areas are included in Dalarna I. More eutrophic lakes, enriched partly through local human activity (e.g. agriculture), are grouped in Dalarna II. Some hard-water lakes are included. Lakes clearly affected by sewage and industrial wastewater, by lowering of water level, etc. have been excluded from the study.

Data from the lakes in Lohammar (1938) was used by W. Rodhe (1949) in clarifying ionic relationships and suggesting the "standard composition" concept. Lohammar also studied lakes (mainly eutrophic) in Uppland (around Uppsala). Changes in chemical composition and water vegetation in these lakes were treated by Wallsten (1978).

3. Småland (Sm in Fig 1), south-central Sweden. The investigation mainly comprises lakes in the Aneboda region.

Several limnological investigations in the area were initiated by E. Naumann 1920-40, and these were followed by studies under (supervision) of S. Thunmark and S. Björk. All lakes studied are of oligotrophic origin and are situated in the South Swedish Upland - an archaean moraine area with coniferous forests and a small share of arable land (ca 10 %).

4. Scania (Sc in Fig 1), southernmost province of Sweden. Vegetation (Lundh 1951) and water chemistry (Almestrand 1951) were studied in 32 lakes 1946-48. The lakes are situated in a lowland area with fertile, more or less calcareous soils and with intense agricultural activity. With a few exceptions, the lakes are eutrophic.

In this study long-term changes in pH, conductivity and major constituents are evaluated. Changes caused by altered atmospheric deposition, agricultural activity and other diffuse sources are discussed. Some of the early workers analyzed nutrient concentrations, but part of the older data material is erraneous or dubious and has therefore been excluded. Thus, nutrient enrichment and eutrophication processes are treated very briefly. In lakes in the province of Scania eutrophication is an important process, and results from these lakes will be discussed in another paper. In this presentation results from Scanian lakes are treated only briefly.

Comparisons of data obtained with different analytical methods are always problematic. Methods are not always described in detail, and sensitivity, accuracy and precision are generally unknown. Systematic analytical errors are not expected in the material presented, but unreliable values may occur. However, these older investigations were done by skilful, chemically-oriented limnologists (Lönnerblad, Lohammar, Åberg & Rodhe, Almestrand, Malmer and others), and are extensive surveys of a serious nature. Sulphate values obtained 1934-35 by Lohammar were low compared to results from 1974. The method used by Lohammar was tested and gave reliable values even at low sulphate concentrations. A single set of analytical methods has

been used during the period 1966-78. All comparisons are based on values from the summer period June-September.

Increased loading of acidic, sulphuric and other air pollutants by atmospheric deposition was first reported by Odén (1968). It is now accepted that a long-range transport of air pollutants occurs (OECD 1979), causing acidification in a large number of lakes and streams in southern Norway and southwestern Sweden (Malmer 1973, Dickson 1975, Wright & Snekvik 1978). These regions have poorly-buffered soils on archaean bedrocks (gneisses, granites) and are exposed to winds and rains from south and southwest.

Acid deposition in Sweden decreases from southwest to north. The four areas in the present investigation are not exposed to the same degree of acidification. In addition, parts of the four areas are situated in regions which for geological reasons have better resistance to acid loading.

Results

pH in the lakes studied is only slightly affected by acid rains. The main part of the lakes had the same pH in the 1970's as 30 to 50 years ago. Median values of pH in Norrbotten and Dalarna were 0-0.3 units higher than in 1933-35. In central Småland (i.e. Aneboda) 1/2 of the investigated lakes had the same pH in 1978, 1/4 showed pH decrease of 0.2-0.6 units and 1/4 were severely acidified (pH decrease ≥ 1 unit) compared to 50 years ago. Some lakes in Scania had considerably higher pH values in 1978 compared to 1946-48 due to eutrophication (higher rate of photosynthesis by planktonic algae).

Higher conductivity was measured in nearly all lakes in the 1970's in relation to earlier periods. The increase was 5 uS/cm in Norrbotten, 8 in Västerbotten, 8-30 in Dalarna, 0-30 in Småland and 15-100 in Scania (Fig 1). The rapid increase in lakes in south Sweden during 1969-78 was partly

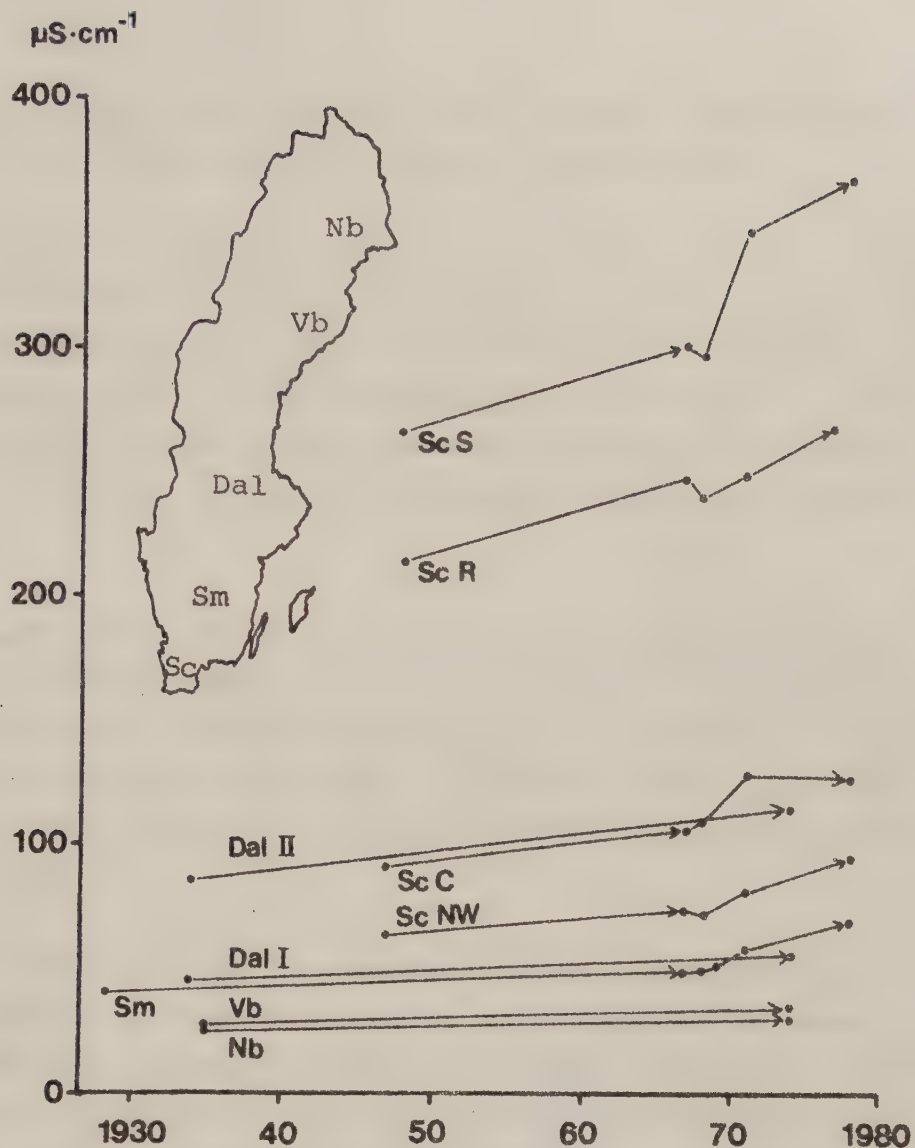


Fig 1. Conductivity in lakes in different regions of Sweden from 1928/48 to the 1970's. The lakes are not subject to pollution from point sources, except for Lake Ringsjön (Sc R).

- Nb = Norrbotten, 47 oligotrophic - eutrophic lakes
- Vb = Västerbotten, 6 oligotrophic lakes
- Dal I = Dalarna I, 18 oligotrophic forest lakes
- Dal II = Dalarna II, 21 oligotrophic - eutrophic lakes
- Sm = Småland, 25 oligotrophic forest lakes
- ScNW = Scania northwest, 2 oligotrophic lakes
- ScC = " central, 2 mesotrophic lakes
- ScR = " Lake Ringsjön, 2 eutrophicated lakes
- ScS = " south, 3 eutrophic lakes

due to reduced precipitation and run-off, resulting in increased concentrations of ions in lake waters.

Alkalinity has decreased in most soft-water lakes, but an increasing tendency dominates among hard-water lakes. Reduction of alkalinity was largest and most rapid in Småland, but is evident also in the northernmost area (Fig 2). Judging from older values, there seems to have been a drop in alkalinity (and pH) during 1955-65 and only small changes 1967-78.

Sulphate concentrations have increased dramatically in all lakes. As the change in soft-water lakes is synchronous with the decrease in alkalinity (Fig 2), increased acid and sulphur deposition is probably a dominant cause. In south Sweden the rate of change has accelerated during the abnormally dry years 1970-76.

Changes in chloride concentration were comparatively small in most lakes. Increased chloride was observed in lakes in Scania and Småland. In some cases use of road salts has caused an additional increase of chloride and sodium concentrations in waters along salted traffic routes.

Concentrations of calcium, sodium and potassium were higher in all lake regions in the 1970's compared to 1934-60.

Magnesium concentrations increased in south Sweden, but were unchanged in central and northern Sweden.

Total phosphorus concentrations were unaltered in the main part of the lakes in Småland, Dalarna and Norrland. Some lakes in Dalarna were affected by local enrichment and had higher phosphorus concentrations in 1974 than in the 1930's. Two large Scanian lakes, Eastern and Western Ringsjön, are undergoing a marked eutrophication with decreased transparency and increased total phosphorus and phytoplankton biomass. In these cases earlier external loading may have induced internal disturbances in the ecosystems.

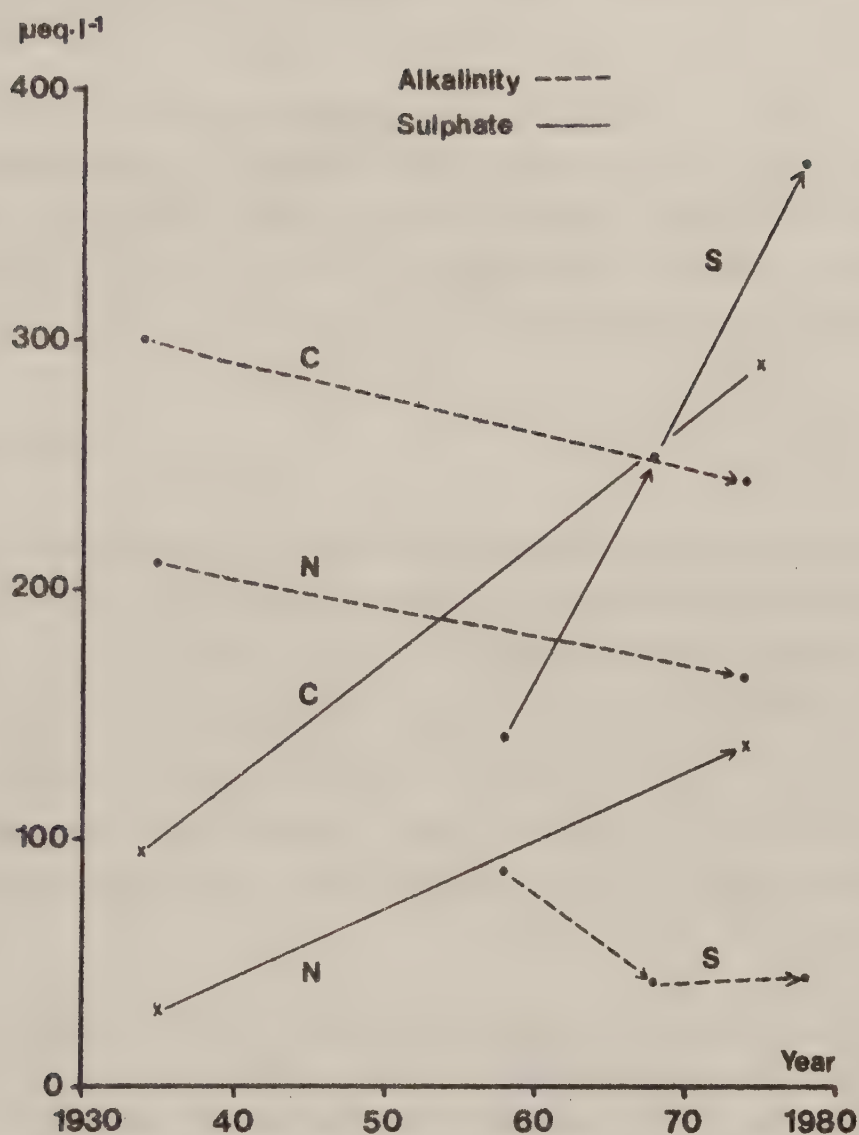


Fig 2. Changes in alkalinity and sulphate during different periods in soft-water lakes in south (S), central (C) and north (N) Sweden. A change from HCO_3 dominance to SO_4 dominance is evident as well as a faster rate of change in southern Sweden.

Reliable values for nitrogen concentrations are not available before 1968.

No change in transparency was observed in lakes in Nottbotten, Västerbotten and Dalarna and in the majority of south Swedish lakes. Acidified lakes in the Aneboda region had higher transparency 1978 than 1928. Transparency in some eutrophic lakes in Scania was lower in the 1970's than in earlier periods.

Discussion

Clear increases from the period 1933-1960 to the 1970's were observed in conductivity and in concentrations of calcium, sodium and potassium in all regions and of magnesium in south Sweden. In large areas of south Sweden (Småland and Scania) deviating meteorological and hydrological conditions during the 1970's decreased water run-off and increased ionic concentrations in lake waters. This renders an interpretation of changes caused by other processes (e.g. acidification) difficult.

Scandinavian lakes situated in areas with highly resistant minerals get the main part of electrolytes through atmospheric contributions (Eriksson 1955, Gorham 1961, Malmer 1961, Bøyum 1970 and Gjessing et al. 1976). Thus, they are sensitive to changes in amount and chemical composition of precipitation. Synchronous changes in sulphate concentrations and alkalinity (Fig 2) suggest that the increased deposition of acid and sulphur (Granat 1978) is of great importance. In all soft-water lakes studied, sulphate concentration has increased and alkalinity decreased (Fig 3). Long-term changes in percentage composition of anions are considerable, and the lakes have changed or are changing from dominance of bicarbonate to dominance of sulphate.

In large areas in south Sweden deposition of acid and sulphur

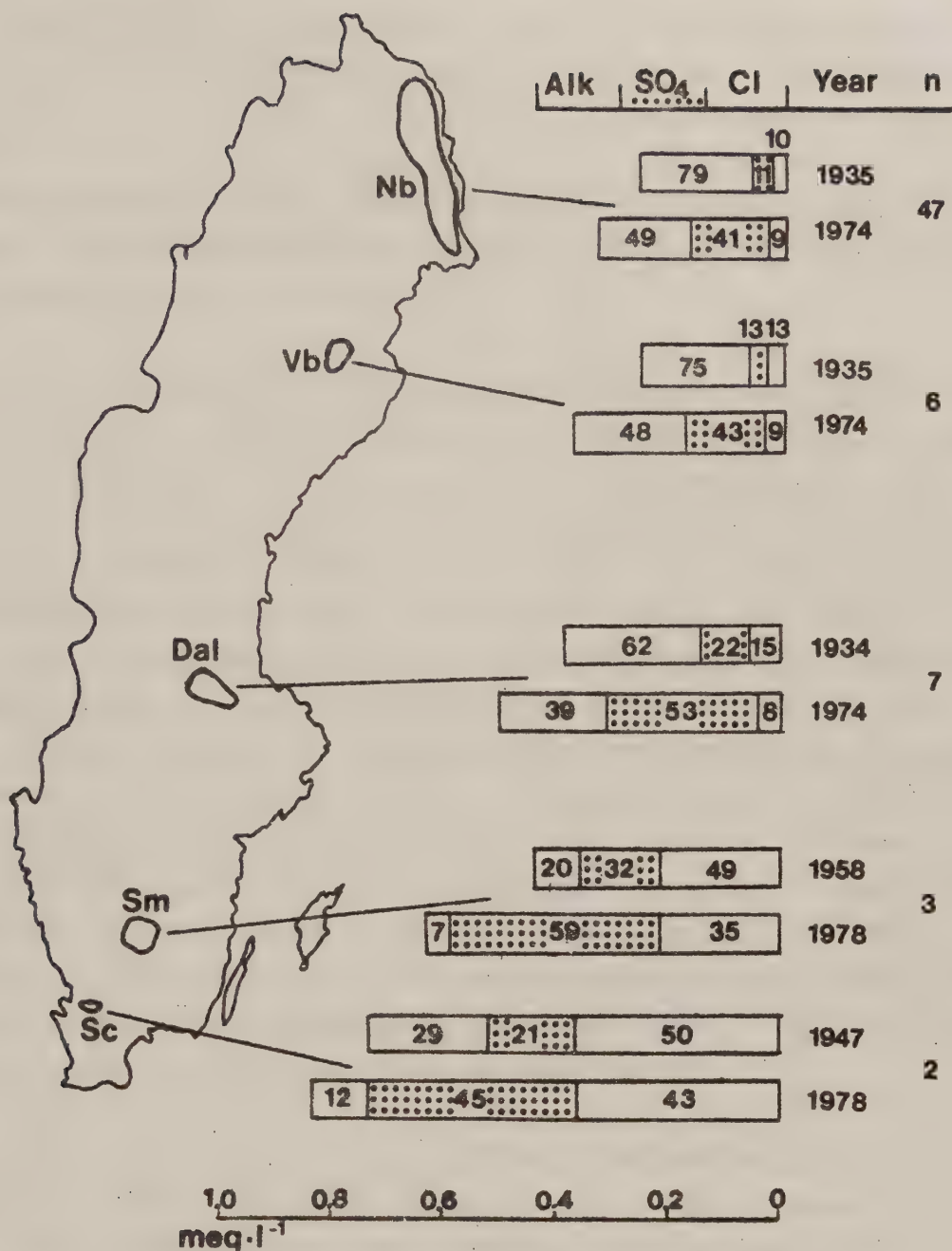


Fig 3. Concentrations of anions during the 1970's and earlier periods in 5 Swedish lake regions. Lakes subject to local pollution are excluded. Number in bars shows percentage composition of anions.

increased 1957-62 (Granat op. cit.). In lakes in Småland a drop in pH and alkalinity during the period 1955-65 can be seen from older data. These findings support the explanation that increased acid deposition is the main cause to the observed changes in pH, alkalinity and sulphate in Swedish lakes. The long-term comparisons also show that the changes started at least 20 years ago.

Increased deposition of acid and acidifying substances is considered to increase leakage of cations from soils, thereby increasing cation concentrations in surface waters (Odén 1968, Overrein 1972). Enhanced calcium concentrations in river waters are reported by Odén (1968). Henriksen (1972) correlated increased total hardness with acidification for rivers in areas with non-calcareous soils in southern Norway. In a study of a small lake in Norway by Henriksen & Wright (1977), net loss of calcium, magnesium and aluminium was demonstrated based on mass-balance calculations. A strong relation between increased acidity of precipitation and increased outputs of calcium and magnesium from watersheds on granitic bedrocks is found for six areas in Norway (Gjessing et al. 1976). Without giving detailed information Almer et al. (1978) state that acidification increases concentrations of calcium, magnesium, sodium and potassium in lake waters.

In this study concentrations of calcium and sodium were higher in 1974 than in previous years in many lakes in Norrbotten and Dalarna. No change in calcium due to acid precipitation was observed in lakes in Småland in spite of much higher deposition of acids. This supports the statement by Wiklander (1974) that the exchange effect of hydronium ions is more pronounced in neutral and slightly acid brown-earth soils compared to acid podzol soils. The latter soil type dominates in the Aneboda area.

Addition of lime and fertilizers to arable land increased

concentrations of calcium and alkalinity in drainage water to one specially studied lake in Aneboda. Concentrations of calcium and potassium in lake water were enhanced, as were concentrations in the uppermost layers of the sediment. In the long-term perspective buffering capacity of lakes is favoured by field liming, and this method is recommended in preference to lake liming in areas with low specific run-off and with arable land in the watersheds.

Increased quantities of sodium chloride spread during winter on larger roads in southern Sweden caused up to 50 % increase in concentrations of sodium and chloride in nearby lakes.

Ecological effects of the observed chemical changes are briefly discussed.

References

- Almer, B., Dickson, W., Ekström, C. & Hörnström, E. 1978. Sulphur pollution and the ecosystem. - In: Nriagu, J. (ed.), Sulphur in the environment: Part II. Ecological impacts. John Wiley & Sons, New York, pp. 271-311.
- Almestrand, A. 1951. Studies on the vegetation and hydrochemistry of Scanian lakes II. Ion determinations in lake waters. - Bot. Notiser. Suppl. 2:3.
- Bøyum, A. 1970. Some physical and chemical properties of lakes in north-eastern Norway. - Schweiz.Z. Hydrol. 32: 299-327.
- Dickson, W. 1975. The acidification of Swedish lakes. - Inst. Freshwater Res. Drottningholm. Rep. 54:8-20.
- Eriksson, E. 1955. Air borne salts and the chemical composition of river waters. - Tellus 7:243-250.
- Gjessing, E., Henriksen, A., Johannessen, M. & Wright, R.F. 1976. Effects of acid precipitation on freshwater chemistry. - In: Braekke, F.H. (ed.), Impact of acid precipitation on forest and freshwater ecosystems in Norway. SNSF-project FR 6/76. Pp. 64-85.

- Gorham, E. 1961. Factors influencing supply of major ions to inland waters, with special reference to the atmosphere. - *Geol. Soc. Am. Bull.* 72:795-840.
- Granat, L. 1978. Sulfate in precipitation as observed by the European atmospheric chemistry network. - *Atmospheric Environment*. 12:413-424.
- Henriksen, A. 1972. Regresjonsanalyse av pH - og hårdhetsobservasjoner i Sørlandselver. - *Vann* 1972:68-76.
- Henriksen, A. & Wright, F.R. 1977. Effects of acid precipitation on a small acid lake in southern Norway. - *Nordic Hydrology*. 8:1-10.
- Lohammar, G. 1938. Wasserchemie und höhere Vegetation schwedischer Seen. - *Symb. bot. upsal.* 3:1, Uppsala.
- Lundh, A. 1951. Studies on the vegetation and hydrochemistry of Scanian lakes I. Higher aquatic vegetation. - *Bot. Notiser. Suppl.* 2:3.
- Malmer, N. 1961. Ecological studies on the water chemistry of lakes in south Sweden. - *Bot. Notiser* 114:121-144.
- 1973. Om effekterna på vatten, mark och vegetation av ökad svaveltillförsel från atmosfären. In Swedish with English summary. - Statens naturvårdsverk PM 402, Stockholm.
- Odén, S. 1968. Nederbördens och luftens förurning - dess orsaker, förlopp och verkan i olika miljöer. In Swedish with English summary. - *Bulletin no 1. Ekologikommittén, Stat. Naturv. Forskningsråd, Stockholm.*
- OECD. 1979. The OECD programme on long range transport of air pollutants. Measurements and findings. - OECD, Paris.
- Overrein, L.N. 1972. Sulphur pollution patterns observed; Leaching of calcium in forest soil determined. - *Ambio* 1:145-147.
- Rodhe, W. 1949. The ionic composition of lake waters. - *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 10:377-386.
- Wallsten, M. 1978. Situation of twenty-five Swedish lakes now and 40 years ago. - *Verh. Intern. Verein. Limnol.* 20:814-817.
- Wiklander, L. 1974. The acidification of soil by acid precipitation. - *Grundförbättring* 26:155-164.
- Wright, F.R. & Snekvik, E. 1978. Acid precipitation: chemistry and fish populations in 700 lakes in southernmost Norway. - *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 20:765-775.

ERKÄNNANDEN

Först vill jag rikta ett tack till prof Sven Björk för värdefulla råd och för ett långvarigt stöd i mitt forskningsarbete. Hans synpunkter på manuskriptet har också varit mycket värdefulla.

Prof Nils Malmer initierade studien av sjöarna i Norrbotten och Dalarna och jag tackar för hjälp och givande samarbete.

Under årens lopp har många kolleger bidragit med synpunkter och stimulerande diskussioner. Jag vill främst nämna Artur Almestrand, Sten Andreasson, Bruno Berzins, Lars Bengtsson, Curt Gelin, Wilhelm Graneli, Stellan Hamrin, Lars Leonardson, Ulf Lettevall, Wilhelm Ripl och Anders Södergren.

Vid provtagningarna har ett stort antal personer medverkat. Åke Andersson, Jan Bertilsson, Lars Bengtsson, Magnus Enell, Amelie Fritzon, Curt Gelin, Wilhelm Graneli, Lars Leonardson, Christer Muller, Börge Pettersson och Kerstin Skoglund har idéellt ställt upp och hjälpt mig med fältarbetet. Särskilt vill jag tacka Roland Bengtsson för en mycket god insats under fältarbeten i Norrbotten, Dalarna och Småland.

Vid planeringen och genomförandet av provtagningarna i de olika regionerna har limnologer vid berörda länsstyrelser bidragit med värdefulla råd och praktisk hjälp och jag tackar Christer Andersson, Falun, Hans Berggren, Kristianstad, Ulf Lettevall, Växjö, Arnold Nauwerck, Luleå och Carl Bertil Nordenberg, Malmö.

Vattenkemiska analyser har på ett förtjänstfullt sätt utförts av Göran Bohman, Birgitta Hultberg, Karin Nilsson och Kerstin Skoglund.

I arbetets slutskede har Ellinor Barringe, Folke Holm, Gun Jönsson, Monica Magnusson och Ann-Marie Thelin gjort ett ansvarsfullt arbete. Erling Jirle har hjälpt mig med de statistiska beräkningarna och på många sätt underlättat arbetet i den ansträngande slutfasen.

Michael F Coveney har kritiskt granskat den engelska sammanfattningen.

Ekonomiskt stöd till undersökningarna har lämnats av Statens naturvårdsverk, Lunds universitet och Kungl Fysiografiska Sällskapet i Lund.



LIMNOLOGISKA INSTITUTIONEN LUNDS UNIVERSITET

KEMISKA FÖRÄNDRINGAR I SJÖAR I NORRBOTTEN OCH SYDÖSTRA DALARNA

Gunnar Andersson



LIMNOLOGISKA INSTITUTIONEN LUNDS UNIVERSITET

KEMISKA FÖRÄNDRINGAR I SJÖAR I NORRBOTTEN OCH SYDÖSTRA DALARNA

Gunnar Andersson

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

	sid
INLEDNING	3
METODIK	5
Fältbestämning, provtagning och provbehandling	5
Analysmetodik	6
Metodsvagheter	8
URVAL OCH GRUPPINDELNING	11
GEOLOGISKA FÖRHÅLLANDEN	12
METEOROLOGISKA FÖRHÅLLANDEN	19
AVDUNSTNING OCH AVRINNING	20
NEDERBÖRDENS KEMISKA INNEHÅLL	20
RESULTAT	23
pH	23
Specifik ledningsförmåga	24
Kalcium	24
Magnesium	27
Natrium	27
Kalium	30
Alkalinitet	30
Sulfat	33
Klorid	35
Fosfor, kväve	40
Kisel, vattenfärg	42
Siktdjup	43
Klorofyll	44
DISKUSSION	45
SAMMANFATTNING	57
LITTERATURFÖRTECKNING	60

INLEDNING

En omfattande försurning av sjöar och andra vattendrag har under de senaste 10 åren konstaterats i sydvästra Sverige och södra Norge. Huvudorsakerna härtill synes vara en antropogent betingad ökad syratillförsel med nederbörd och genom torrdeposition. Genom mätningar som utförts vid meteorologiska stationer i Nordvästeuropa sedan början av 1950-talet vet man, att nederbördens kemiska sammansättning genomgått en betydande förändring. Mest markant är en ökning av mängden vätejoner och av sulfathalten. Den huvudsakliga orsaken är en ökad förbränning av svavelhaltiga produkter, främst olja och följaktligen är sänkningen av pH korrelerad med en ökning av sulfathalten. Parallellt härmed synes överskottet av syror och svavel ha ökat i torrdepositionen. Andra faktorer av betydelse för försurningen av sjöar och vattendrag är sura utsläpp från industrier, omvandling av åker- och ängsmark till skogsmark (barrskog), ett ökat bruk av sura gödningsmedel, minskad åkerkalkning, skogsdikning samt kalavverkning.

I Sverige är det framförallt sjöar i Västkustområdet, Småland, Dalarna, Värmland och Bergslagen som har försurats, medan det i Norge är sjöar i södra delen av landet som drabbats. Innan den atmosfäriska syratillförseln blev så stor, att den fick pH-sänkande effekt, kan man med ledning av äldre vattenkemiska uppgifter och teoretiska beräkningar uppskatta att humusfattiga sjöar i nämnda områden "naturligt" hade ett pH mellan 5,5 och 6,0 eller högre. I de kraftigast försurade områdena dominerar numera sjöar med pH omkring 5,0 eller lägre och en pH-sänkning av storleksordningen 1-2 pH-enheter har dokumenterats. Samtidigt härmed har vattnens bikarbonathalt och därmed buffertkapacitet reducerats drastiskt och vid några undersökningar har en betydande ökning av sulfathalten registrerats.

Försurningens effekt på organismerna och trofiförhållandena i de limniska ekosystemen är föga studerad. En utarmning, såväl kvalitativt som kvantitativt, synes äga rum när vattnen försuras. Effekten ökar markant i intervallet pH 5-6, som tycks

vara kritiskt bland annat för många planktonorganismer. Skador på fiskproduktionen kan uppträda vid pH lägre än 5,5.

I Sverige är det således landets sydvästra delar som drabbats hårdast. Den atmosfäriska syratillförseln är där störst, och i kombination med riklig nederbörd har detta inom basfattiga områden orsakat en markant sänkning av pH och buffertkapaciteten i många sjöar och vattendrag. Nederbördens pH visar emellertid en nedåtgående trend även för mellersta och norra Sverige. Många sjöar i dessa områden har en låg buffertkapacitet och är därigenom känsliga för ökad syratillförsel. Man kan därför befara, att ett mycket stort antal sjöar och rinnande vatten i dessa vattenrika områden påverkas vid en ökad syradeposition och på sikt kommer att förändras till sin karaktär. Med tanke på att många vatten, speciellt i Norrland, innehåller värdefulla fiskebestånd (salmonider) är problemet av direkt ekonomisk betydelse.

Mot denna bakgrund genomfördes sommaren 1974 en undersökning av ett reducerat antal av de sjöar i Dalarna och övre Norrland vilka Lohammar (1938) undersökte åren 1929-1937. I Lohammars avhandling "Wasserchemie und höhere Vegetation schwedischer Seen" behandlas ingående den högre vegetationens förekomst och utbredning. Vegetationsstudierna har helt utelämnats i 1974 års undersökning och endast i några sjöar i Norrbotten har litoralvegetationen fotodokumenterats.

Undersökningens målsättning har varit att utreda i vilken omfattning a) förurning, b) minskning av buffertkapaciteten, c) ökning av sulfathalten och d) förändringar av övriga studerade parametrar ägt rum. Vid genomförandet av 1974 års undersökning har det bedömts vara viktigare att, för jämförelse med eventuellt upprepade undersökningar, använda nu gängse metodik än att använda samma metodik som Lohammar. Denna skillnad i analysmetodik försvårar i viss utsträckning utvärderingen av resultaten.

METODIK

Fältbestämning, provtagning och provbehandling

Fältbestämning och provtagning har vid båda undersökningarna genomförts från båt och på sådant avstånd från stranden att inverkan från litoralen och litoralvegetationen undvikits. Vid ett fåtal sjöar har båt inte kunnat användas, varför prov tagits litoralt.

Siktdjup (m).

1974. Mättes med cirkulär siktskiva (diam 25 cm) och utan vattenkikare.

1933-35. Mättes med rektangulär siktskiva (15x20 cm) och utan vattenkikare.

Temperatur ($^{\circ}\text{C}$).

1974. Mättes med kvicksilvertermometer ($0,1^{\circ}\text{C}$) på 0,1 m djup.

1933-35. Ingen uppgift.

Vattenprov.

1974. Togs 0,1-0,2 m under vattenytan. Prov för bestämning av pH, ledningsförmåga, vattenfärg, makrokonstituenten och kisel togs i plastflaskor. pH och ledningsförmåga (ingen filtrering) samt vattenfärg och alkalinitet (pappersfiltrering) bestämdes på provtagningsdagens kväll. Vatten för analys av övriga makrokonstituenten (Ca, Mg, Na, K, SO_4 , Cl) samt kisel filtrerades samtidigt genom pappersfilter och analyserades på Limnologiska institutionen i Lund. Prov för analys av fosfor- och kväveföreningar togs beträffande Dalarna i glasflaskor och fixerades med HgCl_2 och analyserades i Lund. Beträffande Norrlandssjöarna togs prov i syradiskade plastflaskor och fixerades med koncentrerad svavelsyra. Analys på Naturvårdsverkets undersökningslaboratorium i Drottningholm.

1933-35. Prov för pH-bestämning togs i glasflaskor och analyserades vid återkomsten från varje dagsexkursion. Prov för ledningsförmåga, Ca, Mg, Na och K togs i aluminiumflaskor och prov för SO_4 , Cl och totalfosfor togs i glasflaskor och fixerades 1933-34 med några droppar toluol och 1935 med några droppar kloroform.

Klorofyll.

1974. Undersökt endast i Norrlandssjöarna. Prov togs 0,1-0,2 m under vattenytan, tillsattes MgCO_3 (3 ml mättad lsg/l) och filtrerades provtagningsdagens kväll genom glasfiberfilter (Whatman GF/C). Proven torkades och förvarades under insamlingsresan mörkt, torrt och kallt. Analys vid länsstyrelsens naturvårdsenhet i Luleå.

Plankton.

1974. Håvplankton insamlades med planktonnät (maskvidd 45 μm) och fixerades med formalin. Proven finns arkiverade i Lund.
1933-35. De av Lohammar insamlade proven synes ha förkommit.

Analysmetodik

pH.

1974. Mättes potentiometriskt (Radiometer pH M 29) med kombinationselektrod.

1933-35. Mättes dels potentiometriskt med kinhydronelektrod, dels kolorimetriskt.

Specifik ledningsförmåga ($\mu\text{S}_{20}/\text{cm}$).

1974. Mättes efter rumstemperering med en ledningsförmågemätare (Cambridge Conductivity Bridge) med platiniserad platinaelektrod. Samtliga värden omräknades till 20°C .

1933-35. Mättes med olika instrument med dels platiniserad dels ej platiniserade elektroder vid 20°C .

Vattenfärg (mg Pt/l).

1974. Bestämdes med Hellige komparator. Ej analyserat 1933-35.

Kalcium, magnesium, natrium och kalium ($\mu\text{ekv/l}$).

1974. Bestämdes med atomabsorptionsspektrofotometer (Perkin Elmer mod 303). LaCl_3 tillsattes vid Ca-Mg analyserna och CsCl vid Na-K analyserna för undvikande av interferens.

1933-35. Analyserades spektralanalytiskt med kvartsspektrograf. Spektrallinjerna exponerades på film och svärtningsgraden mättes med fotometer. För Ca- och Na-analys användes vanligen okoncentrerade prov, medan proven för Mg- och K-analys koncent-

rerades 80-200 gånger genom indunstning. Lohammar räknade med ett medelfel av $\pm 10 \%$ för Ca, Na och K samt $\pm 20 \%$ för Mg.

Alkalinitet ($\mu\text{ekv/l}$).

1974. Bestämdes enligt Berger (Karlsgren 1962). Titrering under kvävgasgenombubbling med 0,01 M HCl och SBV-indikator. 1933-35. Analys ej utförd. Alkaliniteten har beräknats som skillnaden mellan summan av positiva joner (Ca, Mg, Na, K) och summan av sulfat och klorid. Nitrathalten var genomgående så låg att den kunde försummas.

Sulfat ($\mu\text{ekv/l}$).

1974. Analyserades enligt Mackereth (1955). Provets katjoner jonbytes mot vätejoner, vätebikarbonat drivs bort och den mot resterande anjoner ($\text{SO}_4 + \text{Cl}$) ekvivalenta syramängden titreras med 0,01 M NaOH. Koncentrationen av klorid och eventuella andra anjoner subtraheras.

1933-35. Analyserades gravimetriskt i huvudsak enligt Winkler (1931). 1 - 2 liter vatten koncentrerades genom indunstning, tillsattes barium, varefter bariumsulfatfällningen filtrerades, torkades och vägdes.

Klorid ($\mu\text{ekv/l}$).

1974. Bestämdes med potentiometrisk titrering med Ag-AgCl elektrod och automatisk titrator (Radiometer).

1933-35. Bestämdes med Mohr-titrering enligt Maucha (1932) efter koncentrerings av naturvattnet tio gånger.

Fosfatfosfor ($\mu\text{gP/l}$)

1974. Reduktion av fosformolybdensyra med ascorbinsyra i huvudsak enligt Murphy & Riley (1962) med modifiering för automatisk analys (Technicon Auto-Analyzer).

Totalfosfor ($\mu\text{gP/l}$)

1974. Uppslutning med kaliumperoxidsulfat och därefter analys som för fosfatfosfor.

1933-35. Analyserades enligt en metod utarbetad av Lohammar (1938, p 23). Provvattnet (100-1000 ml) indunstades,

glödgades, upplöstes och tillsattes reagenslösningar (ammoniummolybdat och tennklorur) samt analyserades kolorimetriskt.

Totalkväve ($\mu\text{gN/l}$)

1974. För prov från Dalarna har halten Kjeldahl-kväve bestämts och totalkvävehalten beräknats efter addition av nitratkvävehalten. För prov från Norrland har totalkväve analyserats direkt efter modifierad metod enligt Svensk standard (SIS 028131 till Auto-Analyzer).

1933-35. Den av Lohammar använda metoden för totalkväve var inte tillförlitlig.

Nitratkväve ($\mu\text{gN/l}$)

1974. Reduktion av nitrat till nitrit i Cd-kolon (Wood et al 1967) med modifiering för automatisk analys (Techicon Auto-Analyzer).

1937. Nitrat+nitrit analyserades på en del prov tagna huvudsakligen under våren 1937. Då nitratvärden från sommar och vår inte kan jämföras har resultaten utelämnats.

Kisel (mgSiO_2/l)

1974. Reduktion av kisel-molybdat med ascorbinsyra till molybdenblått. Analys på Technicon Auto-Analyzer.

Klorofyll

1974. Analys vid länsstyrelsens naturvårdsenhet, Luleå, i huvudsak enligt Strickland & Parsons (se Tolstoy & Winblad 1976).

Från några Norrlandssjöar insamlades vattenprov även 1973 (Lohammar) och 1975 (K. Danell). Dessa prov har tagits litoralt men så långt ut från stranden och vegetationen som möjligt. Analys 1973 vid Naturvårdsverkets Limnologiska undersökning enligt Ahl (1972) och 1975 som för 1974 enligt ovan.

Metodsvagheter

Vid genomgång av metodbeskrivningar, resultat från metod-

tester och granskning av analysresultat från denna undersökning har följande metodsvagheter uppmärksammats.

pH. Den av Lohammar huvudsakligen använda potentiometriska metoden med kinhydronelektrod medger inte registrering av pH högre än 8 (SKTF 1942, p 66).

Specifik ledningsförmåga. Cellkonstanten för den 1974 använda elektroden förändrades under insamlingsresan med resultat att värdena på specifik ledningsförmåga från Norrland blev för låga (ca 3 %). Någon korrigering har inte gjorts vid redovisningen.

Ca, Mg, Na, K. Rimligen bör resultaten från den spektralanalytiska metoden från 1933-35 ha påverkats av interferens av liknande typ som förekommer vid flamfotometri.

Alkalinitet. De beräknade värdena från 1934-35 är osäkra då resultaten är beroende av säkerheten i analysen av sulfat, klorid och katjoner.

Sulfat. Sulfat är den variabel som ändrats mest och eftersom slutsatserna i undersökningen är centrerade till en förändring av sulfat har en enkel test genomförts på den av Lohammar använda metodiken. Standardlösningar och utspädda sjövattnen (från elektrolytfattiga smålandssjöar) med låga sulfathalter har analyserats efter halvmikroförfarande enligt Winkler (1931). Denna gravimetriska metod kräver tid och ytterst stor noggrannhet i många moment och för en vid gravimetriska analyser oerfaren analysator (som författaren) krävdes flera övningsserier innan god precision och reproducerbarhet uppnåddes. Sådan är dock möjlig att uppnå även vid låga sulfathalter (Tab 1).

Analys av sjövattnen gav med den gravimetriska metoden medelvärdet 2,3 mg/l (n=3) jämfört med 2,1 mg/l med den 1974 använda jonbytesmetodiken. Den av Lohammar utförda förbehandlingen med koncentrerings har inte kunnat testas då det inte framgår hur de indunstade proven upplöstes. Resultaten tyder på att sulfatvärdena från 1930-talet är tillförlitliga och indirekt innebär detta en ökad säkerhet vid beräkningen av alkalinitet.

Analysserie	Koncentration mg/l			
	1,00	2,00	5,00	10,00
1	0,81	2,39	5,26	10,23
2	0,57	1,87	4,54	10,34
3	0,79	1,63	4,99	9,68
Medelvärde	0,72	1,96	4,93	10,08

Tabell 1. Resultat från analystest av den gravimetriska sulfatmetoden med standardlösningar (1-10 mg SO_4/l).

URVAL OCH GRUPPINDELNING

Lohammars målsättning var att genom omfattande undersökningar av sjöarnas kemiska egenskaper söka vinna klarhet i vilka faktorer som reglerar vattenväxternas förekomst och utbredning (Lohammar 1938). Studierna förlades till två områden, ett i Västerbotten-Norrbottnen (inkl. nordostligaste Lapp-land) och ett i Dalarna-Uppland (op cit Fig 1). Norrlands-sjöarna var vattenkemiskt enhetliga och kännetecknades av elektrolytfattigdom med en specifik ledningsförmåga i flertalet sjöar lägre än $40 \mu\text{S/cm}$. Dalasjöarna var mer olika (ledningsförmåga $13\text{--}379 \mu\text{S/cm}$) med - av geologiska förhållanden betingade - stora skillnader i kalcium- och bikarbonathalt, medan upplandssjöarna med några få undantag var mycket elektrolytrika (ledningsförmåga $100\text{--}500 \mu\text{S/cm}$) och välbuffrade.

Inför 1974 års undersökning var en begränsning av antalet sjöar nödvändig. Då sjöar med låg alkalinitet är känsligast mot försurning och alkaliniteten vanligen är proportionell med ledningsförmågan (Rodhe 1949) koncentrerades undersökningen på elektrolytfattiga vatten medan mer elektrolytrika vatten utelämnades. Gränsen sattes vid ungefär 100 enheter. En del sjöar utelämnades av andra skäl, såsom betydande lokal förorening, onormalt vattenstånd eller svårtillgänglighet. Av Lohammar undersökta sjöar ingår i 1974 års studie från Norrland 61 av 67, från Dalarna 47 av 59 och från Uppland 4 av 25 sjöar.

Lohammar redovisar data från somrarna 1929, 1931, 1932 och 1935 (Norrland) samt 1933, 1934 och 1937 (Dalarna-Uppland). Materialet från 1935 resp 1933-1934 är mest omfattande och har använts för jämförelse med 1974 års data. Jämförelsen har inriktats på förhållandena under högsommaren (juli-augusti) och insamlingsperioder för aktuella sjöar framgår av nedanstående översikt.

Norrbottnen	1935-07-26 - 08-20	1974-07-20 - 07-28
Västerbotten	1935-07-19 - 07-24	1974-07-30
Dalarna	1934-07-15 - 07-23 1933-08-21 - 09-18	1974-07-12 - 07-17
Uppland	1934-07-13	1974-07-18

Sjöarna har uppdelats i 16 undergrupper (Tab 2-5, Fig 1) varvid hänsyn tagits till geografisk belägenhet, geologiska förhållanden, marktyp (åker, skog, myr) och vattenkemisk sammansättning. Norrlandssjöarna har i stort uppdelats efter geografisk belägenhet medan dalasjöarna mer grupperats efter vattenkemisk sammansättning och omgivande marktyp. Åtta sjöar har inte kunnat inordnas i någon grupp och därför utelämnats vid bearbetningen.

I sju av Norrlandsgrupperna är koncentrationer och förändringar av makrokonstituenten relativt likartade, varför de sammanförts till en huvudgrupp, "Norrlands inland" (Tab 2). Undergruppen "Kustnära sjöar" avviker framförallt genom högre ledningsförmåga och har därför behandlats särskilt. Av dalamaterialet har sex undergrupper sammanförts till två huvudgrupper (Tab 3). "Dalarna I" utgörs av sjöar med lägre ledningsförmåga ($<80 \mu\text{S}/\text{cm}$), huvudsakligen belägna i skogsbevuxna moränområden, medan sjöarna i grupp "Dalarna II" är mer elektrolytrika ($>80 \mu\text{S}/20$) och belägna i mer uppodlade områden med inslag av finmo, mjäla eller lera.

GEOLOGISKA FÖRHÅLLANDEN

Norrbotten (inkl nordöstligaste Lappland)

De undersökta sjöarna i Norrbotten är huvudsakligen belägna i ett område mellan Kalix och Torne-Muonio älv, i nordväst begränsat av en linje mellan Vittangi och Karesuando. Berggrunden domineras av Lina-granit med inslag av gnejser med ogynnsamt inflytande på markens bördighet. Lokalt förekommer inslag av basiska bergarter i mindre omfattning. Karelska grönstenar och sedimentbergarter förekommer i ett bälte från Karesuando söderut till Vittangi, öster och sydost om Masugnsbyn och vid Kaunisvaara. Dessa bergarter har en gynnsam inverkan på markens bördighet genom förekomst av basmineral och apatit (fosfor).

De lösa jordarterna domineras av morän (ca 45 %) och inslaget av myrar är stort (ca 35 %). Området är fattigt på kalt berg och sedimentära jordarter. De senare ligger framförallt i älvdalarna och är i stor utsträckning uppodlade.

I Norrlands inland	Benämning (anv förkort)	Antal (n)	Belägenhet och karakteristik
	Lappträsk (L)	10	Vid Lappträsk (NÖ Kalix). Tillhör Sangisälven. Svagt buffrade. Flera genomrinningssjöar.
	Övertorneå- Överkalix (Ö)	9	Mellan Övertorneå och Överkalix. Kalix och Torne älv. Några med eutrof karaktär.
	Svanstein (Sv)	7	NV Svanstein. Torne älv. Mindre sjöar, några med eutrof karaktär.
	Korpilombolo (K)	6	Vid Korpilompolo. Kalix älv. Mindre sjöar med litet siktdjup. Tre starkt humösa.
	Norr (N)	12	Vitt spridda mellan Pajala och Karesuando. Kalix, Muonio och Torne älv. Låg SO_4 -halt, rel hög Ca-halt och alkalinitet.
	Elektrolyt- fattiga (E)	3	Tre utvalda sjöar med låg ledn.-förm. ($\mu\text{S} < 22$). Spridda i mellersta Tornedalen. Låg alkalinitet, sulfat- och kaliumhalt.
	Västerbotten (V)	6	Västra delen av landskapet Västerbotten, 70-100 km VNV Rönnskär. Skellefteälven.

	Kustnära sjöar (Ku)	5	Kustnära läge. Betydligt högre elektrolythalt, fr a Na och SO_4 , än övriga Norrlandssjöar.

Tabell 2. Belägenhet och karakteristik av undergrupperna i Norrland samt uppdelning på huvudgrupperna Norrlands inland och Kustnära sjöar.

	Benämning och (anv förkort)	Antal (n)	Belägenhet och karakteristik
Dalarna	Skogssjöar (Sk)	5	N och Ö Avesta. Skogssjöar med låg elektrolythalt och relativt humusrika.
	Långshyttan- Svedjeån (L-S)	7	Genomrinningssjöar Ö Långshyttan resp liten sjökedja N Avesta. Sjöar m låg vattenfärg och relativt stort siktdjup.
	By, genomrin- ningssjöar (B)	6	N By och Avesta. Flertalet genomrinningssjöar med viss jordbrukspåverkan.
	Åsgropssjöar "påverkade" (Åp)	8	Spridda från Avesta till Borlänge. Små åsgropssjöar med kraftig kultur- och jordbrukspåverkan. Hög halt av Na, K, Cl och P.
	Dalälvsjöar (D)	8	Sjöar belägna i eller nära Dalälvens avlagringar mellan Borlänge och Hedemora. Kraftigt jordbrukspåverkade, bikarbonatrika sjöar.
	Rättvik (R)	5	N Rättvik i kambrosilurområdet. Kalksjöar med låg P-halt och relativt stort siktdjup.
Uppland	Åsgropssjöar "opåverkade" (Åo)	3	Små åsgropssjöar, relativt opåverkade. Låg elektrolythalt (Ca, Mg och SO ₄), men dock hög K-halt.
	Uppland (U)	4	V Uppsala. En oenhetlig grupp med stora skillnader i kemisk sammansättning.

Tabell 3. Belägenhet och karakteristik av undergrupperna i Dalarna och Uppland samt uppdelning på huvudgrupperna Dalarna I och Dalarna II.

Gruppbenämning (Förkortning)	Ingående sjöar
Lappträsk (L)	102 Korpijärvi, 104 Littiäisjärvi, 105 Pennikkajärvi, 106 Haukijärvi, 107 Rutajärvi, 108 Storträsket, 109 Pallakkajärvi, 111 Bodträsk, 122 Lappträsk, 125 Sorttijärvi.
Övertorneå- Överkalix (Ö)	110 Armasjärvi, 116 Sandsjärv, 117 Kuusijärvi, 121 Hirvijärvi, 127 Allsjärv, 134 Miekojärvi, 137 Raitajärvi, 138 Soukolojärvi, 142 Kuivajärvi.
Svanstein (Sv)	113 Mettjäjärvi, 123 Aapujärvi, 126 Kuitasjärvi, 130 Rantajärvi, 136 Syväjärvi, 150 Sattajärvi, 152 Vähälombolo.
Korpilombolo (K)	128 Pirtijärvi, 129 Suaningijärvi, 132 Nuoksujärvi, 135 Kivijärvi, 153 Korpilombolo, 160 Vahtijärvi.
Norr (N)	119 Merasjärvi, 120 Vivungijärvi, 131 Nankijärvi, 133 Lompolo, 146 Merasjärvi, 147 Muodosjärvi, 148 Fatijärvi, 151 Saivojärvi, 158 Kuortojärvi, 159 Saittajärvi, 162 Vähäjärvi, 164 Kaunisjärvi.
Elektrolyt- fattiga (E)	101 Kotijänkenjärvi, 103 Kitkiöjärvi, 112 Vankajärvi.
Kustnära (Ku)	149 Dynträsket, 156 Balingsträsket, 157 Bjumisträsket, 161 Vejärvi, 163 Stämsjön.
Västerbotten (V)	114 Stensträsket, 118 Vargträsket, 139 Granbergsträsket, 144 Norsjön, 154 Mensträsket, 155 Jörnträsket.

Tabell 4. Gruppindelning av sjöar i Norrbotten och Västerbotten.
Nummer enligt Lohammar (1938), som numrerat sjöarna efter stigande ledningsförmåga.

Gruppbenämning (Förkortning)	Ingående sjöar
Skogssjöar (Sk)	30 Vatbosjön, 33 Simonsbosjön, 34 Ångermans- botjärn, 35 Ångermansbosjön, 36 Dormen.
Långshyttan- Svedjeån (L-S)	37 Bysjön, 38 Lången, 39 Tillingen, 41 Kärven, 42 Björnsjön, 43 Dammsjön, 44 Bällingen.
By, genomrin- ningsssjöar (B)	47 Buskasjön, 48 Nässen, 49 Hedesjön, 50 Hal- sjön, 52 Nävden, 58 Hyttsjön.
Åsgropssjöar "påverkade" (Åp)	31 Svärdsjön, 46 Kärnsjön, 51 Torpsjön, 53 Brovallssjön, 55 Kärnsjön, 56 Lomsjön, 59 Munkbosjön, 67 Tjärnasjön.
Dalälvsjöar (D)	57 Hyen, 60 Norshyttedammen, 62 Viggen, 65 Fatburn, 68 Övre Milsbosjön, 71 Svinösjön, 73 Östra Holmsjön, 75 Nedre Milsbosjön.
Boda-Rättvik (R)	64 Bysjön, 69 Sinksjön, 70 Ensen, 72 Tuv- tjärn, 74 Gärdssjön.
Åsgropssjöar "opåverkade" (Åo)	26 Långsjön, 27 Tjärnsjön, 29 Mattsbosjön.
Uppland (U)	1 Natsjön, 2 Siggeforasjön, 4 Vansjön, 6 Strandsjön.

Tabell 5. Gruppindelning av sjöar i Dalarna och Uppland.
Nummer enligt Lohammar (1938), som numrerat sjöarna
efter stigande ledningsförmåga.

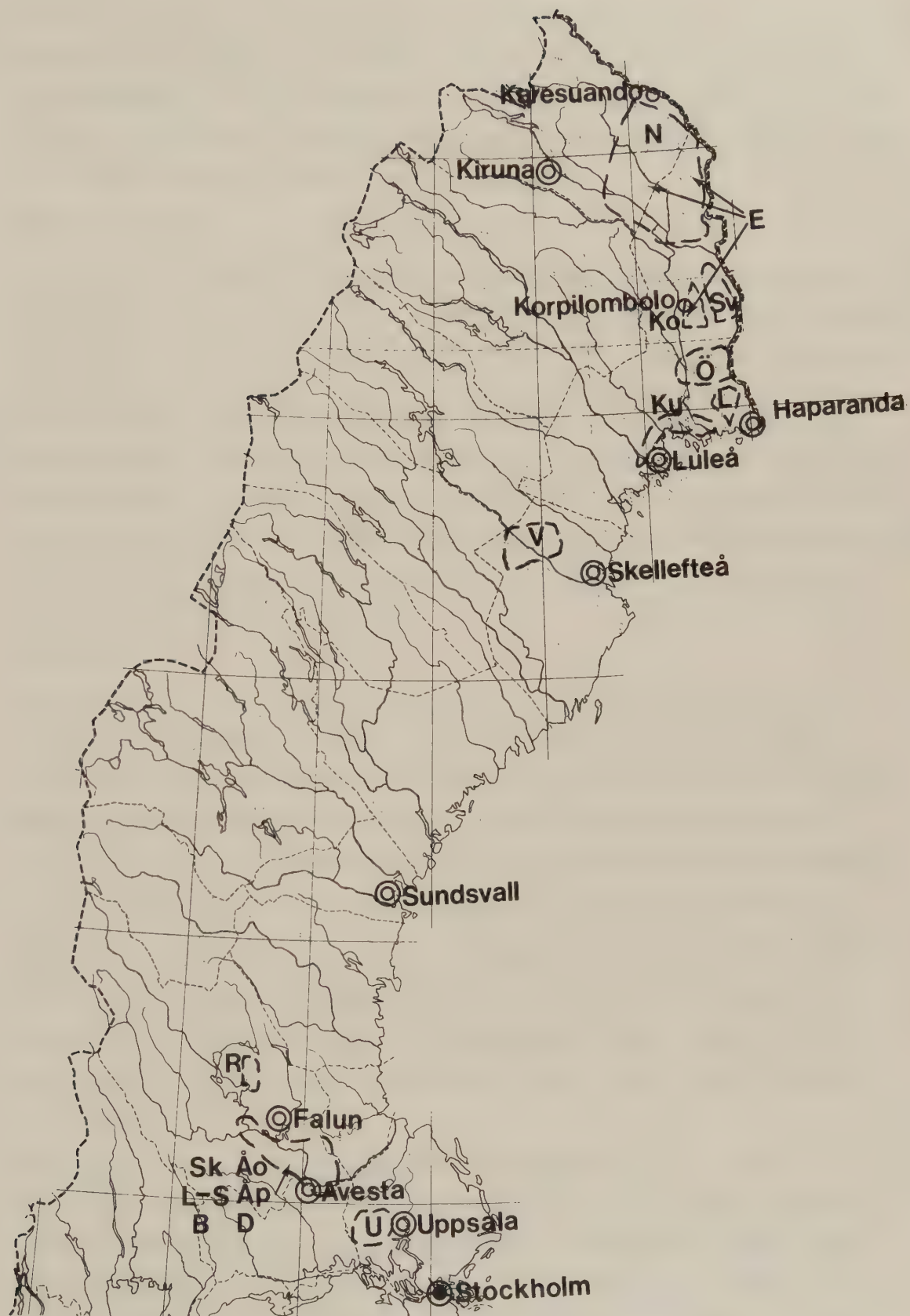


Fig 1. Karta över sjögruppernas läge.

Området ligger helt utanför fjällkedjan och är mycket flackt. Högsta kustlinjen utbildades under övergångsperioden mellan Yoldiahavet och Ancylussjön och dess höjd är 175-215 m ö h. Endast 10 sjöar i grupp "Norr" samt Kitkiöjärvi ligger ovanför högsta kustlinjen.

Västerbotten

Sex sjöar, belägna vid Jörn och Norsjö, i västra delen av landskapet Västerbotten har undersökts. Sjöarna vid Jörn ligger inom ett område med äldre granit med ogynnsam inverkan på markens bördighet. De två övriga sjöarna, Norsjön och Mensträsket, ligger i anslutning till Skelleftefältet med dess mycket växlande sammansättning av bergarter. Karbonatförekomsten i bergarterna är riklig med gynnsam inverkan på markens bördighet. Jordarterna domineras av morän och speciellt vid Jörn är inslaget av myrar stort. Sjöarna ligger över högsta kustlinjen.

Dalarna

Huvuddelen av de undersökta sjöarna i Dalarna är belägna i landskapets sydöstra del, längs Dalälven mellan Borlänge och gränsen till Gästrikland och Uppland. Berggrunden domineras av urgranit med inslag av leptit och hälleflinta. Bergarterna är bas- och apatitfattiga men en viss inlagring av kalksten motverkar den i övrigt ogynnsamma inverkan på markens bördighet. I ett 5 - 20 km brett bälte längs Dalälven dominerar sedimentära jordar, framförallt mjäla och finmo, vilka i betydande utsträckning är uppodlade. På större avstånd från älven överväger skogbevuxen morän och andelen kalt berg är betydande. Samtliga sjöar ligger under högsta kustlinjen.

Fem sjöar i Siljanstraktens silurområde norr om Rättvik ingår i undersökningen. De är belägna i ett mycket bördigt område med kalksten och lättvittrade lermineral, där sand och isälvsmaterial täcker ca 20 % av landytan. Endast två sjöar, Bysjön och Sänksjön, är belägna över högsta kustlinjen.

Uppland

Fyra sjöar belägna väster om Uppsala har medtagits i 1974 års studie. Berggrunden i området består av grå urgranit med relativt hög kalciumhalt men med ogynnsam inverkan på markens bördighet. Jordarterna utgörs av kalkhaltig morän och lera och hela området ligger under högsta kustlinjen.

Uppgifterna om geologi och högsta kustlinjen är hämtade från Atlas över Sverige.

METEOROLOGISKA FÖRHÅLLANDEN

Nederbörd

Årsnederbörden i det undersökta området i Norrbotten är lägst i norr (Karesuando 400 mm) och tilltar mot söder (Haparanda 550 mm). Nederbördsrikaste månader är normalt juli, augusti och september. Båda undersökningsåren (1974 och 1935) var nederbördsrikare än normalt. Framförallt gäller detta 1974 med en extremt hög nederbörd i juli. Stora områden i Norrbotten och norra Lappland fick då mer än dubbla normala nederbördsmängden. Nederbördsrikast var Lainio, öster Kiruna, där det under juli föll 271 mm regn, vilket är 450 % av normalvärdet. Vattenståndet i sjöarna norr om linjen Korpilombolo - Svanstein var också onormalt högt. Söder om denna linje var vattenståndet mer normalt beroende på ett mindre nederbördsöverskott. Även 1935 var nederbördsrikare än normalt, speciellt i den södra delen av undersökningsområdet.

Årsnederbörden i Västerbottensområdet är normalt 550-600 mm. 1974 var nederbördsrikare (ca 710 mm), varav hela 112 mm föll i juli (172 % av det normala). Även 1935 var något nederbördsrikare än normalt.

Nederbörden i östra Dalarna är ojämnt fördelad. 500-550 mm faller per år i den sydöstligaste delen och vid Siljan och 700 mm på högre belägna områden vid Borlänge-Hedemora. 1974 var nederbördsmängderna normala under året och något större än normalt under juni-juli. Nederbörden under 1933 var lägre än normalt under såväl juni-juli som hela året medan den under 1934 var något över normalt med lokalt stora regnöver-

skott i juli.

Nederbörden i Uppland är normalt 500-600 mm. 1934 och 1974 var den högre än normalt, framförallt i juli.

Temperatur

Temperaturen under juni-juli var 1974 i Norrbotten ca en grad högre än normalt, i Västerbotten normal och i östra Dalarna - västra Uppland ca en grad lägre än normalt.

Juni-juli temperaturen var i Norrbotten-Västerbotten 1935 normal, i Dalarna - Uppland 1933 nära två grader över det normala och 1934 ca en 0,5 °C över det normala.

AVDUNSTNING OCH AVRINNING

Genom avdunstning kommer nederbördens kemiska innehåll att koncentreras. Med hjälp av uppgifter på nederbörd (SMHI) och avrinning (Tryselius 1971) har följande koncentrationsfaktorer beräknats: Norrbotten 1,7, Västerbotten 1,7 och Dalarna 2,0.

NEDERBÖRDENS KEMISKA INNEHÅLL

Meteorologiska institutionen vid Stockholms universitet har sedan mitten av 1950-talet mätt nederbördens kemiska innehåll vid ett antal stationer i Nordvästeuropa. Under perioden 1955-1970 har koncentrationerna av syra, sulfat och nitrat i nederbörden över Skandinavien ökat kraftigt (Odén 1971, Granat 1972), medan övriga komponenter varierat mer oregelbundet.

Sulfat är den dominerande jonen i nederbörden över norra och mellersta Sverige (Tab 6) och halterna ökar från norr mot söder (Fig 2, 3). Nederbörden är starkt sur och innehåller betydande koncentrationer av oorganiskt kväve (Tab 6). Halterna av flertalet analyserade ämnen avtar mot norr med undantag för stationen Lappträsk som har högre halt av kalcium, och natrium samt högre pH än övriga stationer i norr. Den nederbörd som föll närmast före och under undersökningsperioden 1974 avviker från medelvärdet för perioden 1972-74 genom lägre joninnehåll. Framförallt var innehållet av kalcium, sulfat, klorid och oorganiskt kväve lägre.

Station	period	mm (Summa)	Ca	Mg	Na	K	SO ₄	Cl	NO ₃	NH ₄	pH median (medel)
----- pek v/l -----											
Kiruna	1972-74	565	11	4	4	2	32	7	6	2	4,7
67°50'; 20°25'	jun+jul 74	204	4	2	4	2	25	3	0	0	(4,6)
Lappträsk	1972-74	467	25	7	31	4	61	10	15	16	6,0
66°25'; 21°40'	jun+jul 74	159	15	6	10	2	44	3	11	10	(4,5)
Rikleå	1972-74	493	8	4	11	4	70	14	21	40	4,4
64°07'; 20°56'	jun+jul 74	117	4	3	4	3	67	5	14	29	(4,5)
Kassjö	1972-74	414	23	5	33	6	68	7	20	22	4,8
62°43'; 16°21'	jun+jul 74	199	9	4	7	4	32	5	8	15	(4,8)
Forshult	1972-74	584	26	8	23	7	78	14	21	13	4,4
60°05'; 13°33'	jun+jul 74	155	20	8	29	3	65	10	11	4	(4,4)

Tabell 6. Nederbördens kemiska innehåll vid några mätstationer i norra och mellersta Sverige. Vägda medelvärden av makrokonstituenten och organiskt kväve för 1972-74 och juni+juli 1974. Data från Meteorologiska institutionen, Stockholms universitet. Uppgifterna från 1974 är delvis preliminära.

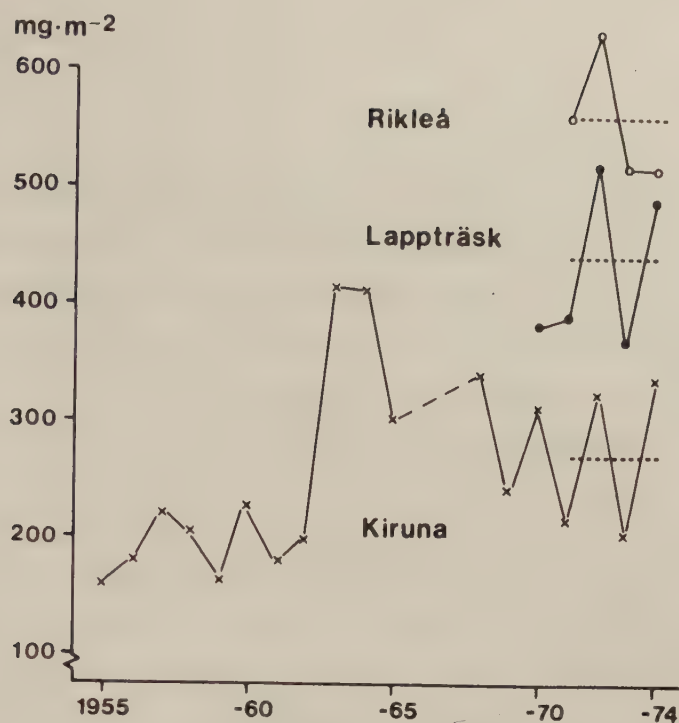


Fig 2. Årlig svaveltillförsel ($\text{mg S} \cdot \text{m}^{-2}$) med nederbörden vid Kiruna, Lappträsk (40 km N Boden) och Rikleå (50 km NNO Umeå). Medelvärdet för perioden 1971-74 markerat.

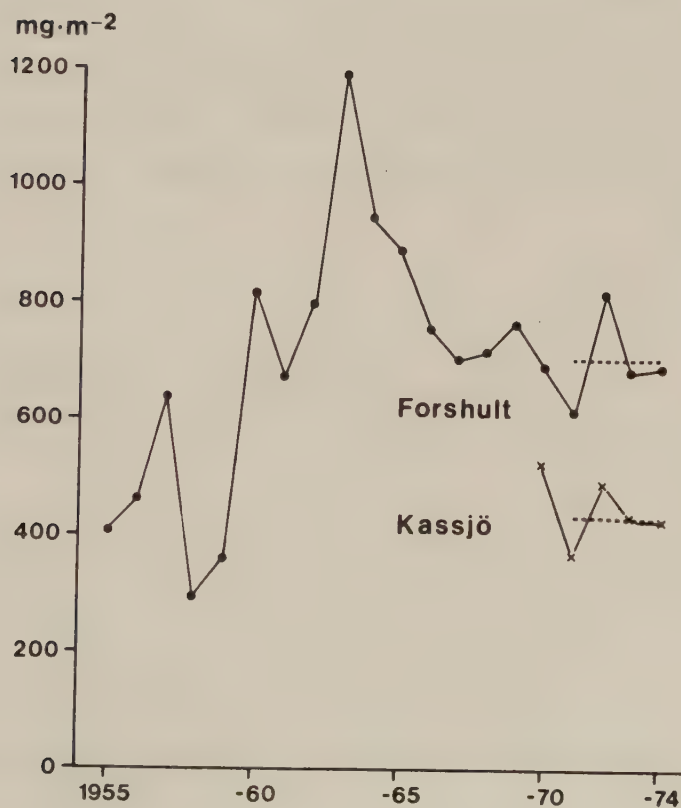


Fig 3. Årlig svaveltillförsel ($\text{mg S} \cdot \text{m}^{-2}$) med nederbörden vid Kassjö (240 km NNV Falun) och Forshult (120 km VSV Falun). Medelvärdet för perioden 1971-74 markerat.

RESULTAT

Medelvärden av specifik ledningsförmåga, koncentrationer av makrokonstituenterna och totalfosfor samt siktdjup vid de två undersökningstillfällena har beräknats för de 16 undergrupperna och markerats i Fig 4-11, 14 och 15. Utgående från medelvärdena har regressionslinjer beräknats och inritats för dels Norrlandsgrupperna (n=8), dels grupperna Dalarna - Uppland (n=8). Därvid har inte någon hänsyn tagits till att antalet sjöar i de skilda undergrupperna varit olika, utan varje grupp har värderats lika. Gruppen Kustnära sjöar får, genom sitt i förhållande till övriga Norrlandsgrupper höga joninnehåll, en större inverkan på linjernas sträckning än övriga grupper. Detta kan, beträffande exempelvis klorid, ge ett resultat som sannolikt inte återger förändringarna på ett för hela undersökningsområdet karakteristiskt sätt.

pH

De undersökta sjöarna i Norrland hade 1974 pH-värden mellan 6,3 och 9,2 och sjöarna i Dalarna mellan 6,8 och 8,7. Natsjön i Uppland var surast med pH 5,9 och det högsta pH-värdet (9,2) uppmättes i två eutrofa sjöar i Norrlands inland; Kuusijärvi och Suaningijärvi. Någon pH-nedgång har inte kunnat konstateras (Tab 7).

	Norrlands inland	Kustnära sjöar (Nb)	Dalarna I	Dalarna II
1974	7.0	7.3	7.3	7.8
1933-35	6.8	6.9	7.0	7.8
n	53	5	18	21

Tabell 7. pH. Medianvärden 1974 resp 1933-35 för huvudgrupperna.

Med få undantag var pH-värdena 1974 några tiondels enheter högre än under 1930-talet. Av siktdjupsuppgifterna att döma förekom riklig planktonblom i några Norrbottenssjöar på 1930-talet och sannolikt hade dessa sjöar högt pH även då. Den av Lohammar delvis använda kinhydronmetodiken medgav emellertid inte registrering av högt pH (pH större än 8) men inverkan av denna felaktighet torde dock elimineras om medianvärdena beräknas på ett större antal sjöar.

Specifik ledningsförmåga

Huvuddelen av Norrlandssjöarna och en del av sjöarna i Dalarna-Uppland är mycket elektrolytfattiga. Ledningsförmågan var 1974 i Norrlands inland 20-40 $\mu\text{S}/\text{cm}$ och i Dalarna-Uppland 30-130 $\mu\text{S}/\text{cm}$. I flertalet sjöar var ledningsförmågan högre 1974 än 1933-35 (Fig 4). Värdena från 1974 är som angetts i metodkapitlet något för låga, men trots detta var medelvärdet för samtliga sjögrupper högre 1974 jämfört med 1933-35. En betydande ökning av sjöarnas totaljonhalt har således ägt rum sedan 1930-talet. Speciellt stor har den varit i de kustnära sjöarna i Norrbotten och i åsgropssjöarna i Dalarna. I Tjärnsjön, Svärdsjön och Kärrsjön, samtliga åsgropssjöar, har ledningsförmågan fördubblats sedan 1933-34, sannolikt till följd av lokala utsläpp av avloppsvatten eller inverkan av vägsalt. I Norrbotten var ökningen lägst i de nordligaste områdena, vilka i juli 1974 hade onormalt stor nederbörd. Majoriteten av sjöarna i dessa områden är inte lokalt påverkade, varför en storskalig förändringsprocess måste inverka.

Kalcium

Kalciumhalterna varierade från 75-300 $\mu\text{ekv}/\text{l}$ i Norrland upp till 1500 $\mu\text{ekv}/\text{l}$ i den kalkrikaste dalasjön och ökade i Norrbottens inland från söder mot norr (Fig 5). 1974 var halterna i de olika undergrupperna 20-125 % högre än 1933-35. Speciellt stora var skillnaderna i Kustnära sjöar samt "opåverkade" och "påverkade" åsgropssjöar, där halterna 1974 var drygt dubbelt så höga som 1933-35. Samtliga sjö-

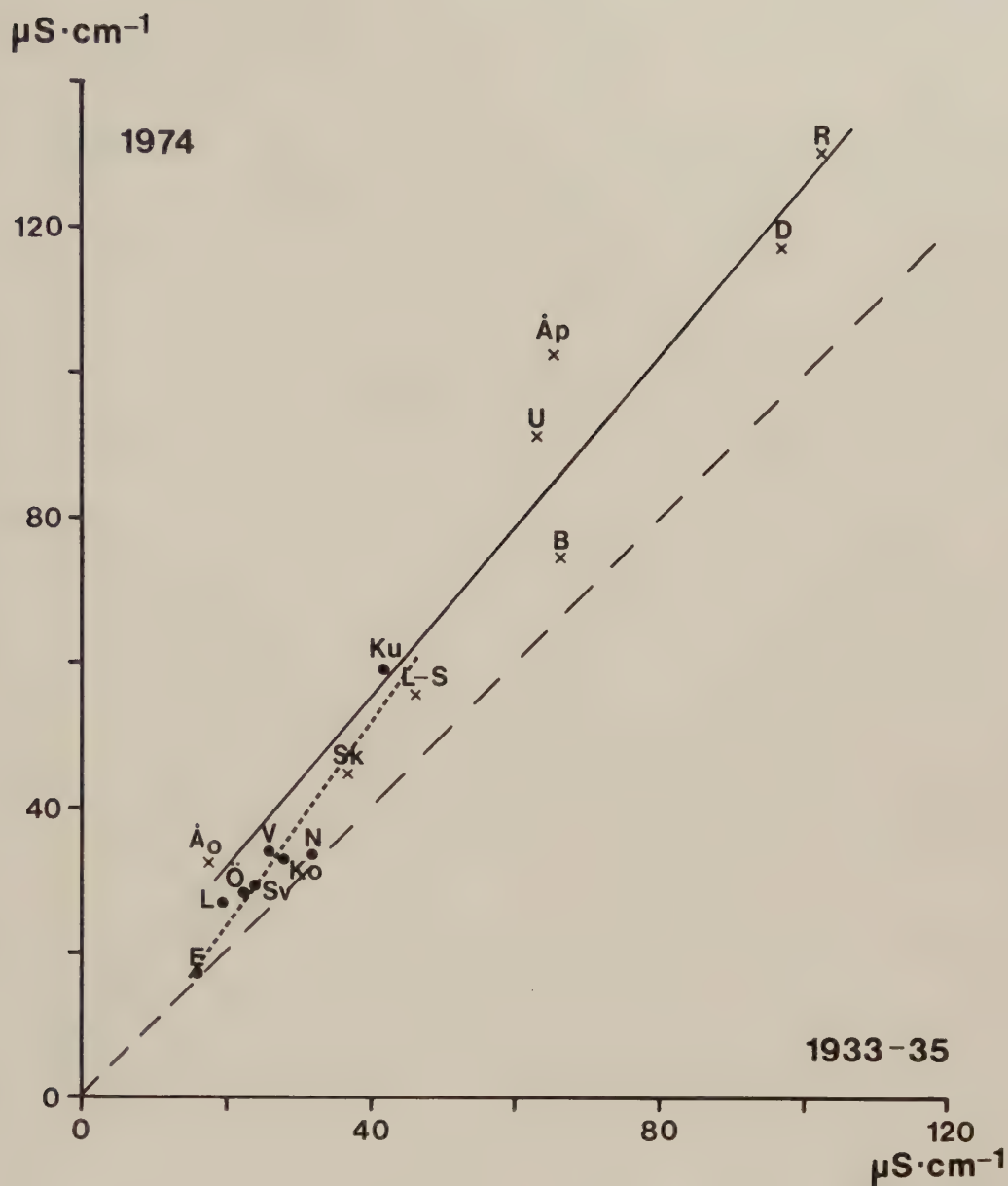


Fig 4. Specifik ledningsförmåga. Medelvärden för 8 sjögrupper i Norrland (•) och 8 grupper i Dalarna - Uppland (x) samt beräknade regressionslinjer för Norrland (-----) resp Dalarna - Uppland (—).

Regressionsekvationer och determinationskoefficienter:

Norrland: $y = 1,43x - 4,72$; $r^2 = 0,89$

Dal-Uppl: $y = 1,19x + 8,02$; $r^2 = 0,92$.

Signifikansnivån (t-test) för skillnaden mellan lutningen på regressionslinjerna och 1,0 (linjen $y = x$):

Norrland: ej signifikant skillnad. $p > 0,1$

Dal-Uppl: " " " $p > 0,1$.

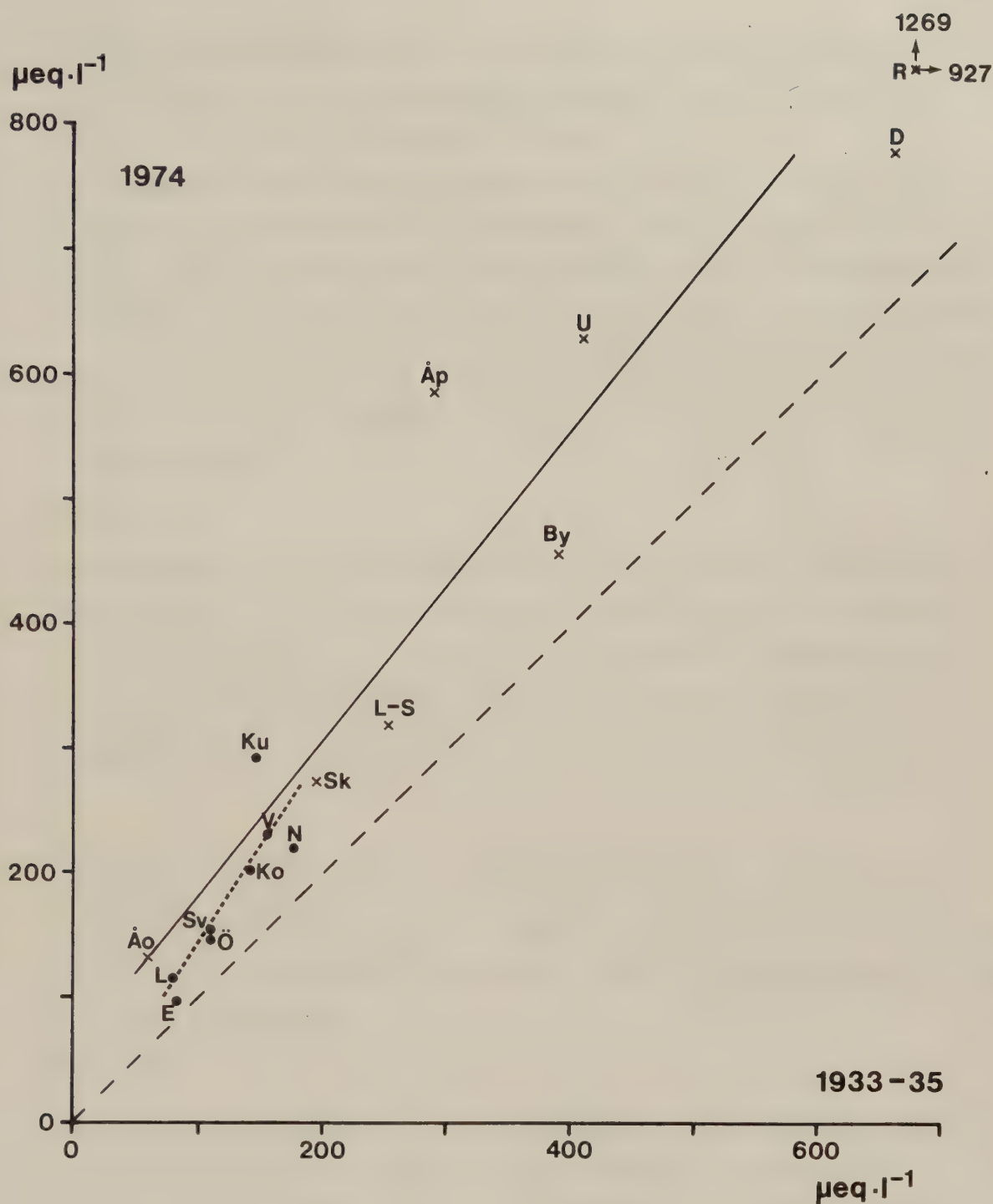


Fig 5. Kalcium. Medelvärden för 8 sjögrupper i Norrland (•) och 8 grupper i Dalarna - Uppland (x) samt beräknade regressionslinjer för Norrland (-----) resp Dalarna - Uppland (—).

Regressionsekvationer och determinationskoefficienter:

Norrland: $y = 1,59x - 15,5$; $r^2 = 0,70$

Dal-Uppl: $y = 1,25x + 62,6$; $r^2 = 0,94$.

Signifikansnivån (t-test) för skillnaden mellan lutningen på regressionslinjerna och 1,0 (linjen $y = x$):

Norrland: ej signifikant skillnad. $p > 0,1$

Dal-Uppl: " " " $p > 0,1$.

grupper hade således 1974 kalciumvärden som låg utanför de av Lohammar angivna medelfelgränserna ± 10 %, varför man måste bedöma att en ökning ägt rum.

Kalcium var den klart dominerande katjonen i de undersökta sjöarna, med undantag av Korpijärvi, Sorttijärvi och Mattsbosjön, där natrium knappt dominerade 1974. I huvuddelen av sjögrupperna utgjorde kalcium 50 ekv % eller mer av katjonerna (Tab 8) och eftersom kalcium ökat proportionellt mer än övriga katjoner har också den procentuella andelen ökat (Fig 12 och 13). I kambrosilursjöarna vid Rättvik utgjorde kalcium 85 ekv %.

Magnesium

Magnesiumhalterna varierade 1974 mellan 40 och 350 $\mu\text{ekv/l}$. Värdena var 1974 0-20 % högre än 1933-35 utom för grupperna Kustnära sjöar (+ 38 %) och "opåverkade" åsgropssjöar (+37 %) (Fig 6). Lohammar räknade för magnesium med ett medelfel av ± 20 %, varför registrerade skillnader med undantag för de nämnda grupperna ligger inom felmarginalerna.

Uttryckt som ekvivalent % utgjorde magnesium 1974 25 % i Norrbottens inland, 23 % i Dalarna I och 15 % i Dalarna II (Tab 8). Magnesiumhalten var såväl 1933-34 som 1974 påfallande låg i de kalkrika Rättvikssjöarna och utgjorde endast 6,1 resp 5,2 % av katjonerna.

Natrium

1974 var natriumhalten i de norrländska sjögrupperna relativt likartad (50-80 $\mu\text{ekv/l}$) med undantag för gruppen Kustnära sjöar (186 $\mu\text{ekv/l}$). En gradient mot lägre värden i norr var märkbar (Fig 7). Halterna i Dalarna-Uppland var spridda mellan ca 60 och drygt 200 $\mu\text{ekv/l}$. Genomgående högre medelvärden registrerades 1974 jämfört med 1933-35 (Fig 7). Uttryckt som procent av värdena 1933-35 var differenserna för de olika sjögrupperna 16-94 %, d v s klart högre än det av Lohammar beräknade medelfelsintervallet ± 10 %, varför en reell ökning säkerligen ägt rum.

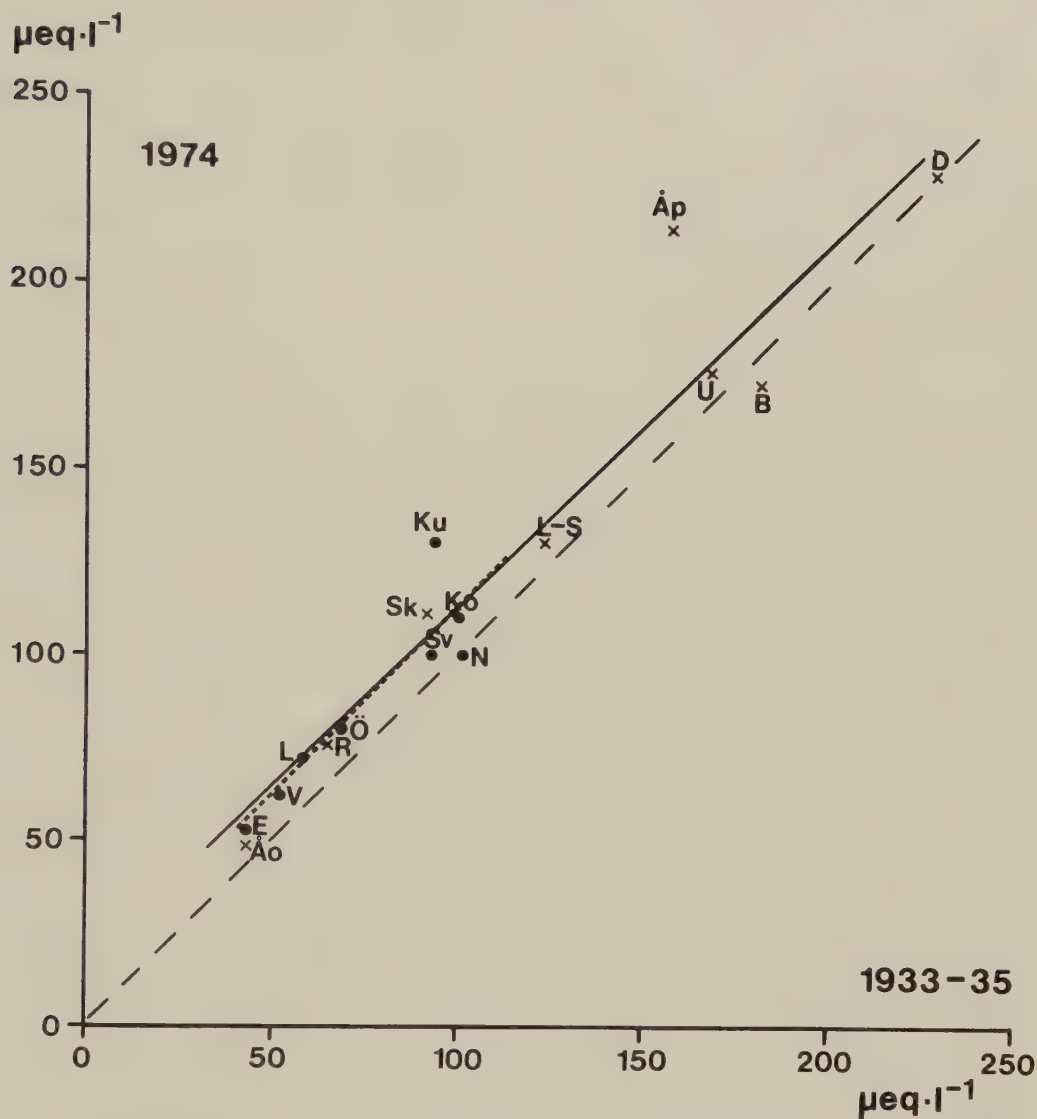


Fig 6. Magnesium. Medelvärden för 8 sjögrupper i Norrland (•) och 8 grupper i Dalarna - Uppland (x) samt beräknade regressionslinjer för Norrland (-----) resp Dalarna - Uppland (—).

Regressionslikvationer och determinationskoefficienter:
 Norrland: $y = 1,03x + 9,93$; $r^2 = 0,84$

Dal-Uppl: $y = 0,98x + 14,7$; $r^2 = 0,91$.

Signifikansnivån (t-test) för skillnaden mellan lutningen på regressionslinjerna och 1,0 (linjen $y = x$):

Norrland: ej signifikant skillnad. $p > 0,1$

Dal-Uppl: " " " $p > 0,1$.

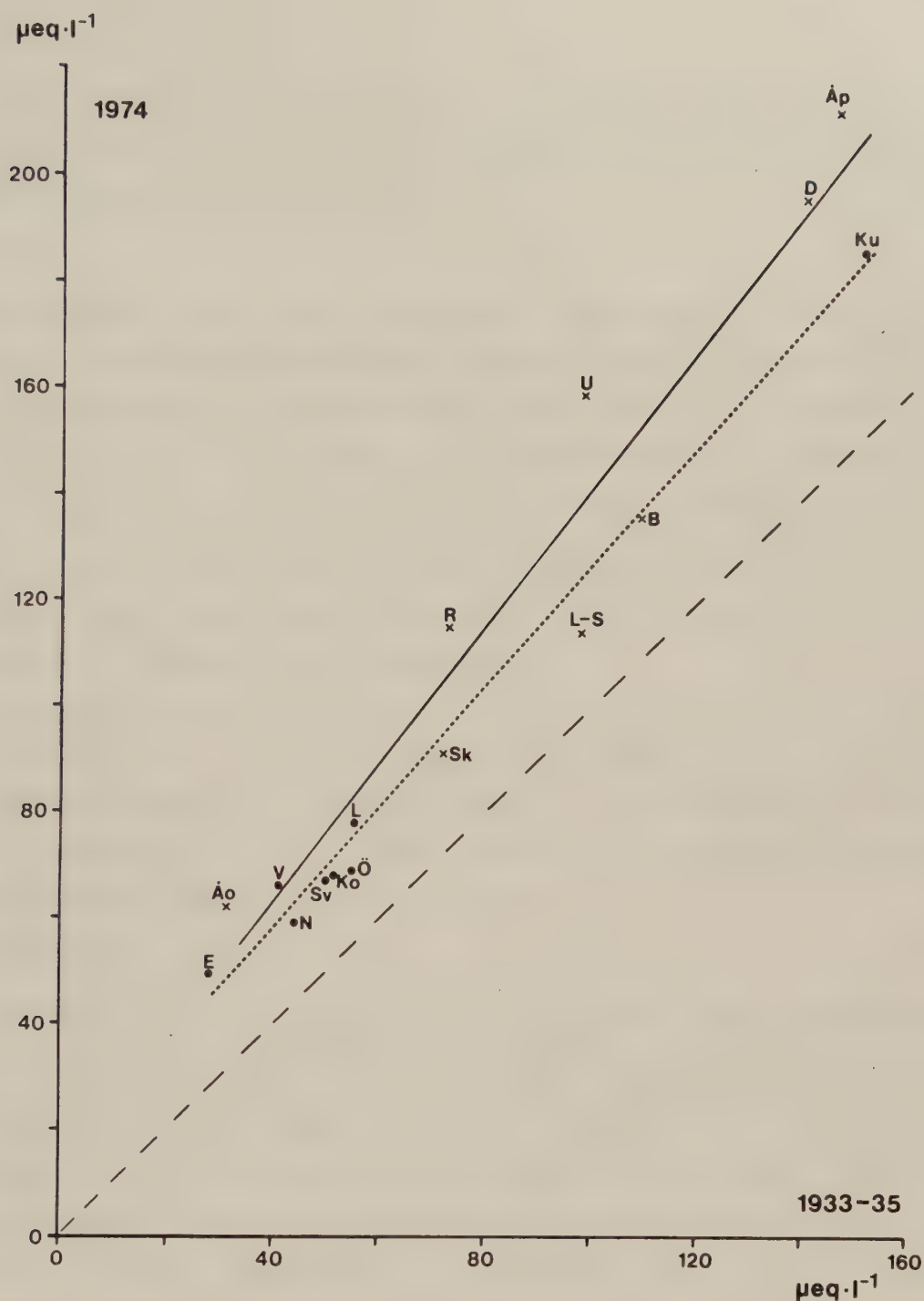


Fig 7. Natrium. Medelvärden för 8 sjögrupper i Norrland (•) och 8 grupper i Dalarna - Uppland (x) samt beräknade regressionslinjer för Norrland (-----) resp Dalarna - Uppland (—).

Regressionslikvationer och determinationskoefficienter:

Norrland: $y = 1,14x + 12,7$; $r^2 = 0,99$

Dal-Uppl: $y = 1,30x + 11,0$; $r^2 = 0,90$.

Signifikansnivån (t-test) för skillnaden mellan lutningen på regressionslinjerna och 1,0 (linjen $y = x$):

Norrland: signifikant skillnad. $p < 0,05$

Dal-Uppl: ej signifikant skillnad. $p > 0,1$.

Natrium utgjorde såväl 1933-35 som 1974 15-20 ekv % av katjonerna (Tab 8) och den procentuella andelen hade inte ändrats nämnvärt (Fig 12 och 13).

Kalium

Kaliumhalten var 1974 i flertalet sjögrupper 10-25 $\mu\text{ekv/l}$. Högre värden registrerades i Dalälvs sjöar och framförallt i åsgropssjöar. Åsgropssjöarna hade även på 1930-talet höga kaliumhalter, vilket också poängterats av Lohammar (1938, p 172). Med undantag för grupperna Uppland och Kustnära sjöar var medelvärdena 1974 mer än 15 % högre än 1933-35 (Fig 8). Lohammar beräknade medelfelet till ± 10 %, varför man torde kunna räkna med en reell ökning även av kalium i flertalet av sjögrupperna.

Procentuellt utgjorde kalium i Norrland 4-5 ekv % av katjonerna (Tab 8), vilket överensstämmer med andelen (3,4 %) i standard composition (Rodhe 1949). I åsgropssjöarna utgjorde kalium 11-24 ekv %, medan andelen i de kalkrika Rättvikssjöarna var mycket låg; 1,7 ekv %.

Alkalinitet

De undersökta sjöarna är med tanke på det ringa joninnehållet förhållandevis välbuffrade. Medelvärdena av alkalinitet var 1974 för Norrlandsgrupperna 100-300 $\mu\text{ekv/l}$ och för grupperna i Dalarna-Uppland 100-1100 $\mu\text{ekv/l}$. Endast nio sjöar i Norrbotten och tre i Dalarna-Uppland hade lägre alkalinitet än 100 $\mu\text{ekv/l}$. I inre Norrland var värdena såväl 1974 som 1935 lägst i söder (Lappträsket) och högst i norr (Norr) (Fig 9). Alkaliniteten var den enda variabel där medelvärdena för majoriteten av grupperna var lägre 1974 än 1934-35. Endast i åsgropssjöarna (Åo och Åp) och Rättvikssjöarna (R) var alkaliniteten tydligt högre 1974. Alkalinitetsvärdena från 1934-35 är beräknade som skillnaden mellan katjonsumman och sulfat- plus kloridkoncentrationerna. Ett fel vid analysen av något av dessa ämnen medför således ett fel även i alkalinitetsvärdet. Något som tyder på större felaktig-

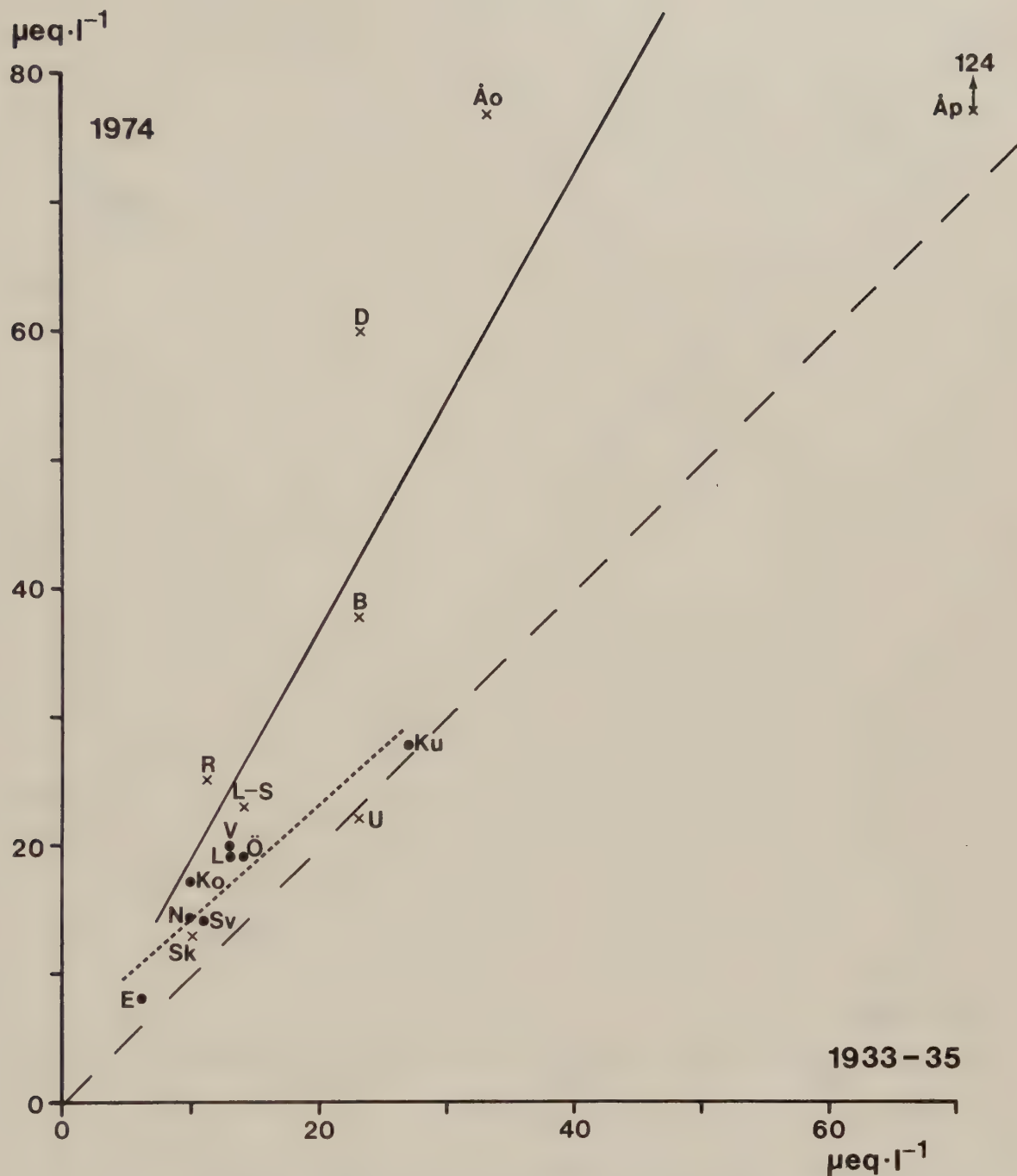


Fig 8. Kalium. Medelvärden för 8 sjögrupper i Norrland (•) och 8 grupper i Dalarna - Uppland (x) samt beräknade regressionslinjer för Norrland (-----) resp Dalarna - Uppland (—).

Regressionsekvationer och determinationskoefficienter:

Norrland: $y = 0,88x + 5,75$; $r^2 = 0,86$

Dal-Uppl: $y = 1,80x + 1,01$; $r^2 = 0,89$.

Signifikansnivån (t-test) för skillnaden mellan lutningen på regressionslinjerna och 1,0 (linjen $y = x$):

Norrland: ej signifikant skillnad. $p > 0,1$

Dal-Uppl: signifikant skillnad. $p < 0,05$.

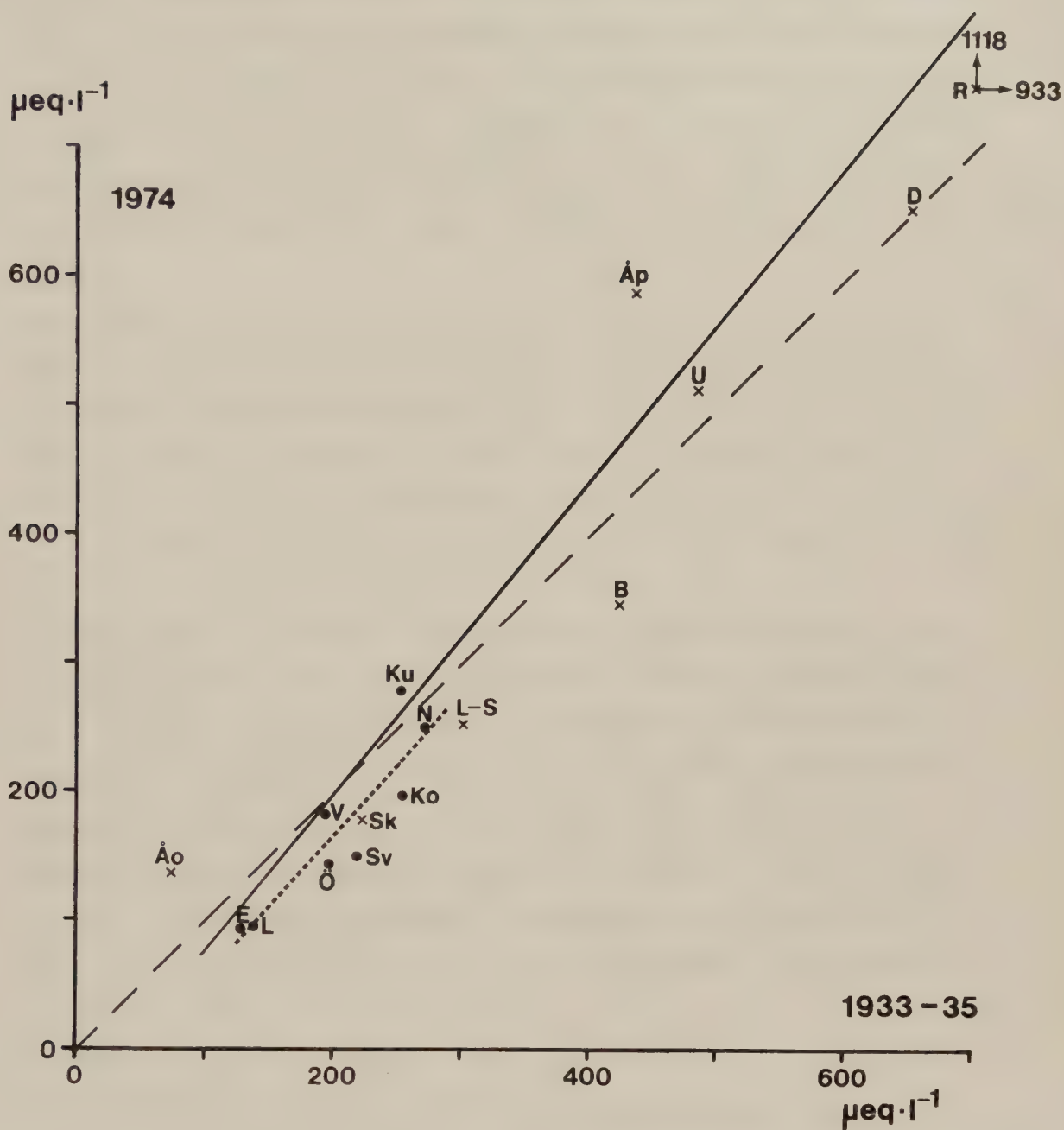


Fig 9. Alkalinitet. Medelvärden för 8 sjögrupper i Norrland (•) och 8 grupper i Dalarna - Uppland (x) samt beräknade regressionslinjer för Norrland (-----) resp Dalarna - Uppland (—).

Regressionsekvationer och determinationskoefficienter:

Norrland: $y = 1,13x - 61,6$; $r^2 = 0,80$

Dal-Uppl: $y = 1,18x - 46,5$; $r^2 = 0,93$.

Signifikansnivån (t-test) för skillnaden mellan lutningen på regressionslinjerna och 1,0 (linjen $y = x$):

Norrland: ej signifikant skillnad. $p > 0,1$

Dal-Uppl: " " " $p > 0,1$.

heter i analysresultaten för nämnda ämnen har inte framkommit (se metodkapitlet), varför de betydande differenserna mellan 1974 och 1933-35 års alkalinitetsvärden som registrerats måste innebära att förändringar ägt rum. För huvudgruppen Inre Norrland var medelvärdet 1974 42 $\mu\text{ekv/l}$ lägre än på 30-talet (-20 %), för Dalarna I 57 $\mu\text{ekv/l}$ lägre (-19 %) och för Dalarna II 114 $\mu\text{ekv/l}$ högre (+ 18 %) (Fig 12 och 13).

Eftersom det totala joninnehållet i sjöarna ökat betyder det att den procentuella andelen bikarbonat av anjonerna (uttryckt som ekvivalentprocent) minskat ännu mer. Andelen alkalinitet i gruppen Inre Norrland har minskat från 79 till 49 % (- 30 %), i Dalarna I från 65 till 41 % (- 24 %) och i Dalarna II från 76 till 61 % (- 15 %) (Tab 8, Fig 12 och 13).

Minskningen var störst i grupperna Elektrolytfattiga sjöar, Lappträsk och Överkalix-Övertorneå. I dessa grupper ingår flera sjöar (Kotijänkenjärvi, Korpijärvi, Pallakkajärvi, Hirvijärvi, Rantajärvi och Vähälompolo) där alkaliniteten reducerats med 50 % eller mer sedan 1935. Allvarligast synes situationen vara i Lappträskområdets sjöar med 32 % lägre värden 1974 jämfört med 1935. Om den i gruppen Lappträsk ingående men avvikande Storträsket (mer eutrof och med högre alkalinitet än övriga) frånräknas, blir minskningen av alkalinitet ca 39 %.

Sulfat

Sulfathalten var 1974 i flertalet Norrlandssjöar 100-200 $\mu\text{ekv/l}$ och i flertalet sjöar i Dalarna-Uppland 250-350 $\mu\text{ekv/l}$. Halterna var lägst i de elektrolytfattiga norrlandssjöarna och påfallande låg i gruppen Norr jämfört med övriga Norrlandssjöar (Fig 10). Åsgropssjöarna hade lägre sulfathalt än övriga sjöar i dalaregionen, vilket även var fallet 1934 (Lohammar 1938, p 179). Värdena var mångdubbelt högre 1974 jämfört med 1934-35 (Fig 10). Eftersom inga större metodfel kunnat upptäckas vid granskningen av sulfat och kloridmeto-

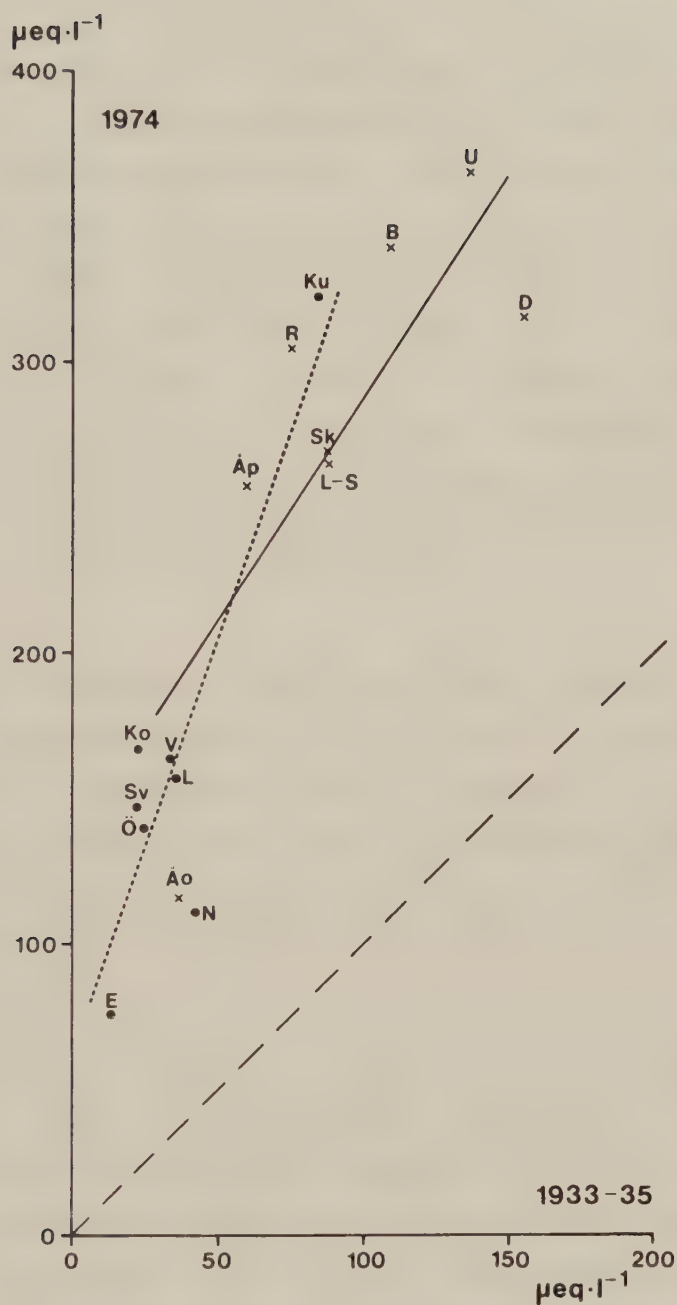


Fig 10. Sulfat. Medelvärden för 8 sjögrupper i Norrland (•) och 8 grupper i Dalarna - Uppland (x) samt beräknade regressionslinjer för Norrland (-----) resp Dalarna - Uppland (—).

Regressionsekvationer och determinationskoefficienter:

Norrland: $y = 2,85x + 63,2$; $r^2 = 0,77$

Dal-Uppl: $y = 1,55x + 135,3$; $r^2 = 0,64$.

Signifikansnivån (t-test) för skillnaden mellan lutningen på regressionslinjerna och 1,0 (linjen $y = x$):

Norrland: signifikant skillnad. $p < 0,05$

Dal-Uppl: ej signifikant skillnad. $p > 0,1$.

diken (se metodkapitlet) måste skillnaderna huvudsakligen ha orsakats av en faktisk ökning. Medelvärdet av sulfathalten i Norrland ($n=53$) har ökat från 30 till 140 $\mu\text{ekv/l}$ (+ 350 %) och i Kustnära sjöar ($n=5$) från 84 till 323 $\mu\text{ekv/l}$ (+ 280 %) (Fig 12). I huvudgrupperna Dalarna I och II ($n=10$ resp 16) var den procentuella ökningen mindre (+200 %) men i koncentration större (+ 200 $\mu\text{ekv/l}$) (Fig 13).

Sulfatökningen innebär att den relativa jonsammansättningen ändrats markant. Andelen sulfat i inlandsvattnen i Norrland ökade således från 11 till 41 ekv % och i Kustnära sjöar från 20 till 50 ekv % (Tab 8). I Dalarna I ökade sulfatandelen från 20 till 49 ekv % och i Dalarna II från 11 till 24 ekv % (Tab 8). I fyra sjögrupper, Kustnära sjöar, Lappträsk, Skogssjöar och Långhyttan-Svedjeån, har sulfat ersatt bikarbonat som dominerande anjon.

Klorid

Koncentrationen av klorid var 1974 av samma storlek i de flesta Norrlandssjöarna; ca 30 $\mu\text{ekv/l}$. Spridningen i Dalarna-Uppland var betydligt större, från 40 till 250 $\mu\text{ekv/l}$. Påverkade åsgropssjöar avvek med avsevärt högre kloridhalt. Spridningen inom denna grupp och inom Dalälvsjöarna var också stor vilket antyder lokal förorening av de kloridrika sjöarna.

Skillnaderna mellan 1974 och 1934-35 års värden är svårtolkade (Fig 11). I Kustnära sjöar har en kraftig reduktion ägt rum medan skillnaderna beträffande övriga Norrlandssjöar var så liten, att analysosäkerhet vid de låga halter det gäller kan vara avgörande. I Dalarna-Uppland tycks koncentrationen ha minskat i två grupper (Skogssjöar och Långhyttan-Svedjeån) medan den ökat i fyra (By, Uppland, Dalälvsjöar och påverkade åsgropssjöar) (Fig 11). I de tre senare bidrog en kraftig ökning av kloridhalten i en eller ett fåtal, troligen föroreningspåverkade sjöar till en ökning av medelvärdet för hela gruppen. Sådana sjöar var Strandsjön (Uppland), Svinösjön och Fatburn (Dalälvsjöar) samt Kärrsjön och Lomsjön (Påverkade åsgropssjöar).

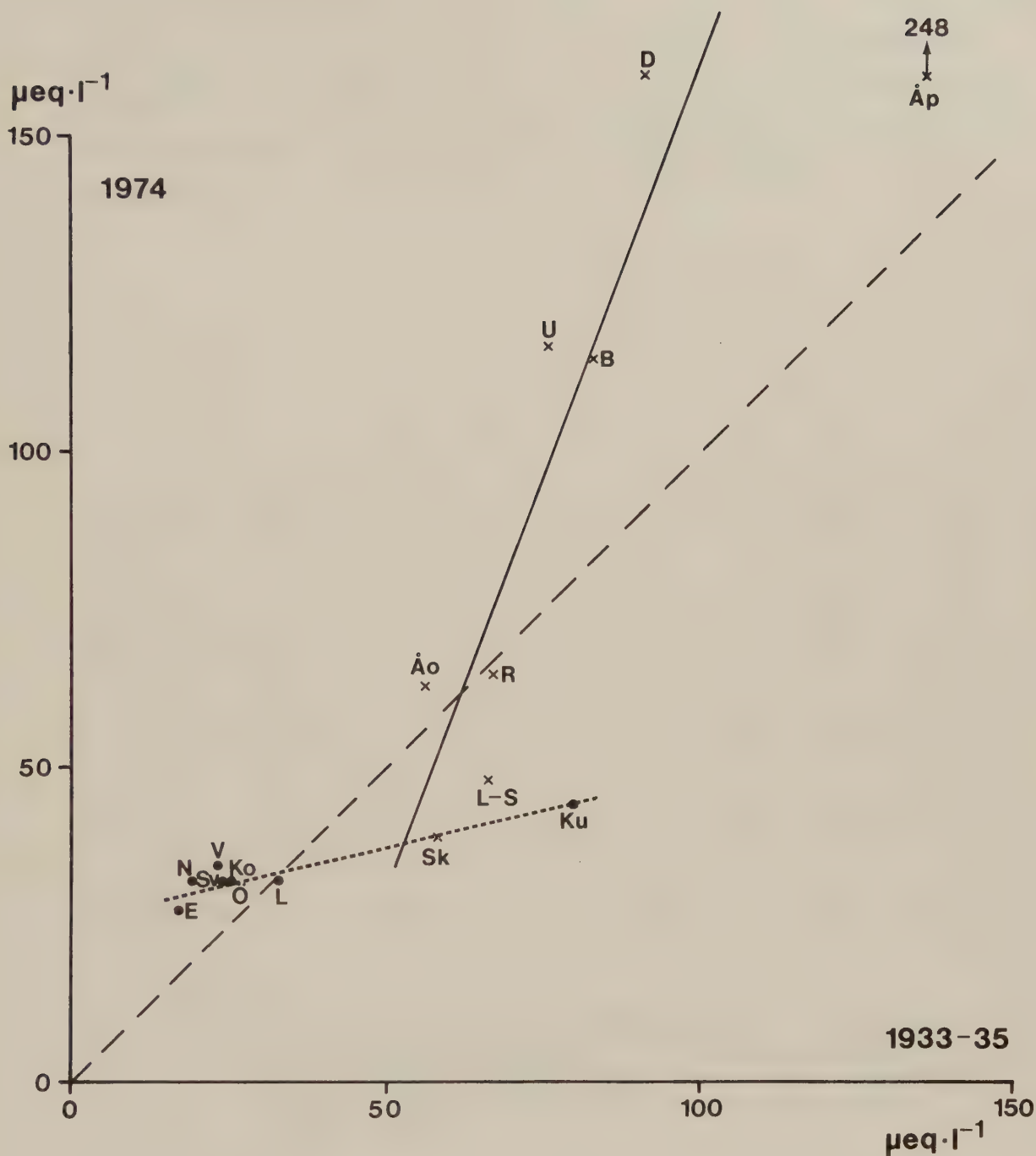


Fig 11. Klorid. Medelvärden för 8 sjögrupper i Norrland (•) och 8 grupper i Dalarna - Uppland (x) samt beräknade regressionslinjer för Norrland (-----) resp Dalarna - Uppland (—).

Regressionslikvationer och determinationskoefficienter:
 Norrland: $y = 0,23x + 25,6$; $r^2 = 0,92$

Dal-Uppl: $y = 2,63x - 101,6$; $r^2 = 0,94$.

Signifikansnivån (t-test) för skillnaden mellan lutningen på regressionslinjerna och 1,0 (linjen $y = x$):

Norrland: signifikant skillnad. $p < 0,01$

Dal-Uppl: " " $p < 0,01$.

I Norrland utgjorde klorid mellan 7 och 14 ekv % medan spridningen var större i dalasjöarna; 22 ekv % i Påverkade åsgropssjöar och endast drygt 4 ekv % i Rättvikssjöarna. Med undantag för Kustnära sjöar har förändringarna inte påverkat kloridandelen i den relativa jonsammansättningen (Fig 12 och 13).

		Ca	Mg	Na	K	HCO ₃ +CO ₃	SO ₄	Cl
		ekv %						
Norrlands	1974	50,6	25,0	19,7	4,7	49,1	41,4	9,5
inland	1935	47,7	29,2	18,6	4,2	78,8	11,4	9,8
Kustnära	1974	46,3	20,3	29,1	4,4	43,1	50,1	6,8
sjöar, Nb	1935	34,6	22,6	36,3	6,5	60,7	20,2	19,3
Dalarna	1974	55,0	22,5	18,4	4,1	40,7	48,6	10,7
I	1934	51,8	25,5	19,4	3,3	65,0	90,4	14,6
Dalarna	1974	63,9	14,9	14,5	6,7	61,1	24,3	14,7
II	1934	61,1	18,5	15,0	5,5	75,7	11,5	12,8
Standard composition		63,5	17,4	15,7	3,4	74,3	15,7	10,0

Tabell 8. Den relativa jonsammansättningen - uttryckt som ekvivalentprocent - i "Lohammarsjöar" 1974 och 1934-35 jämfört med sötvattens standard-sammansättning (Standard composition) enl Rodhe (1949).

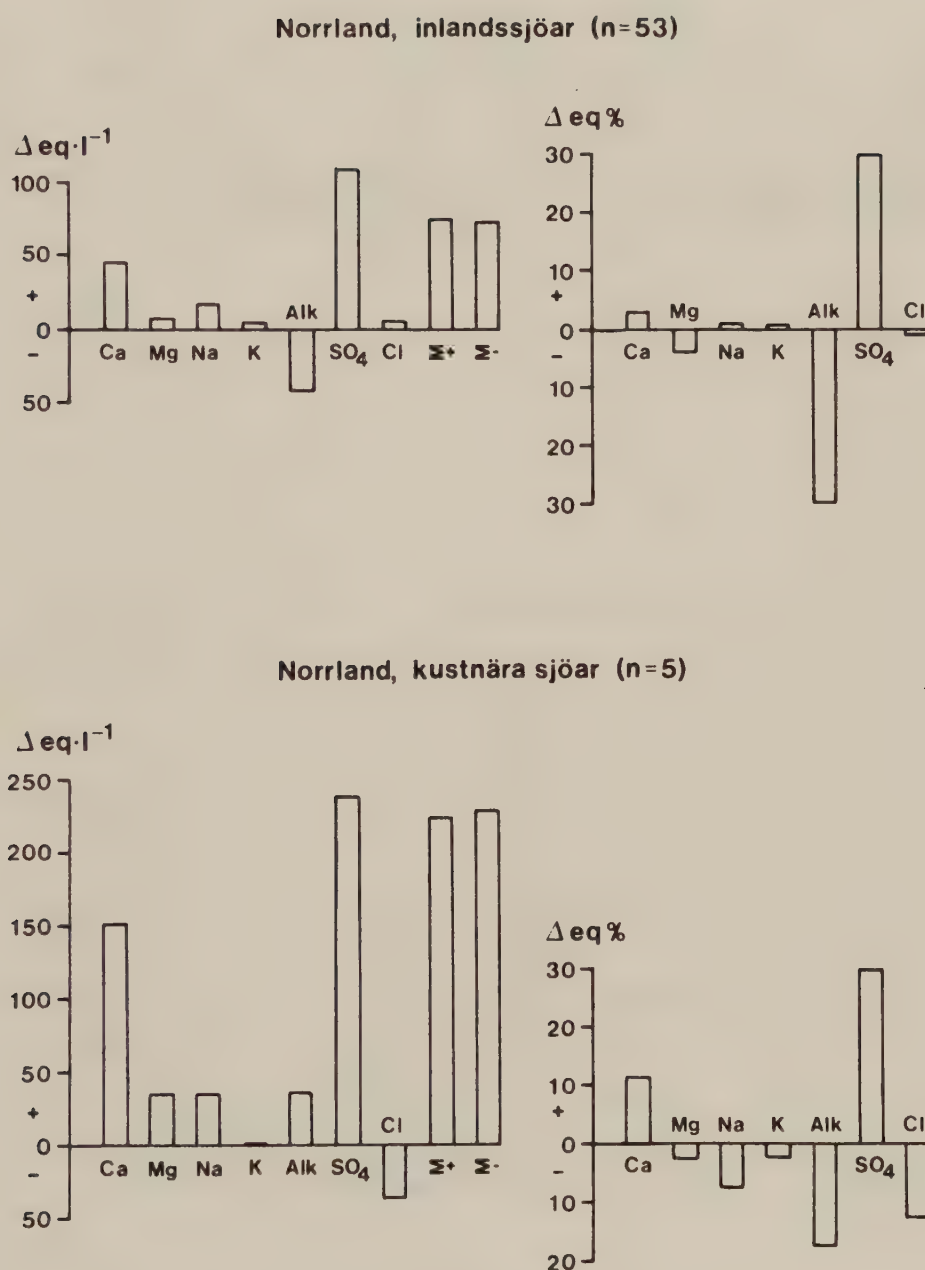


Fig 12. Skillnader mellan 1974 och 1933-35 beträffande koncentration (till vänster) och relativ sammansättning (till höger) av makrokonstituenterna i sjöar i Norrland.

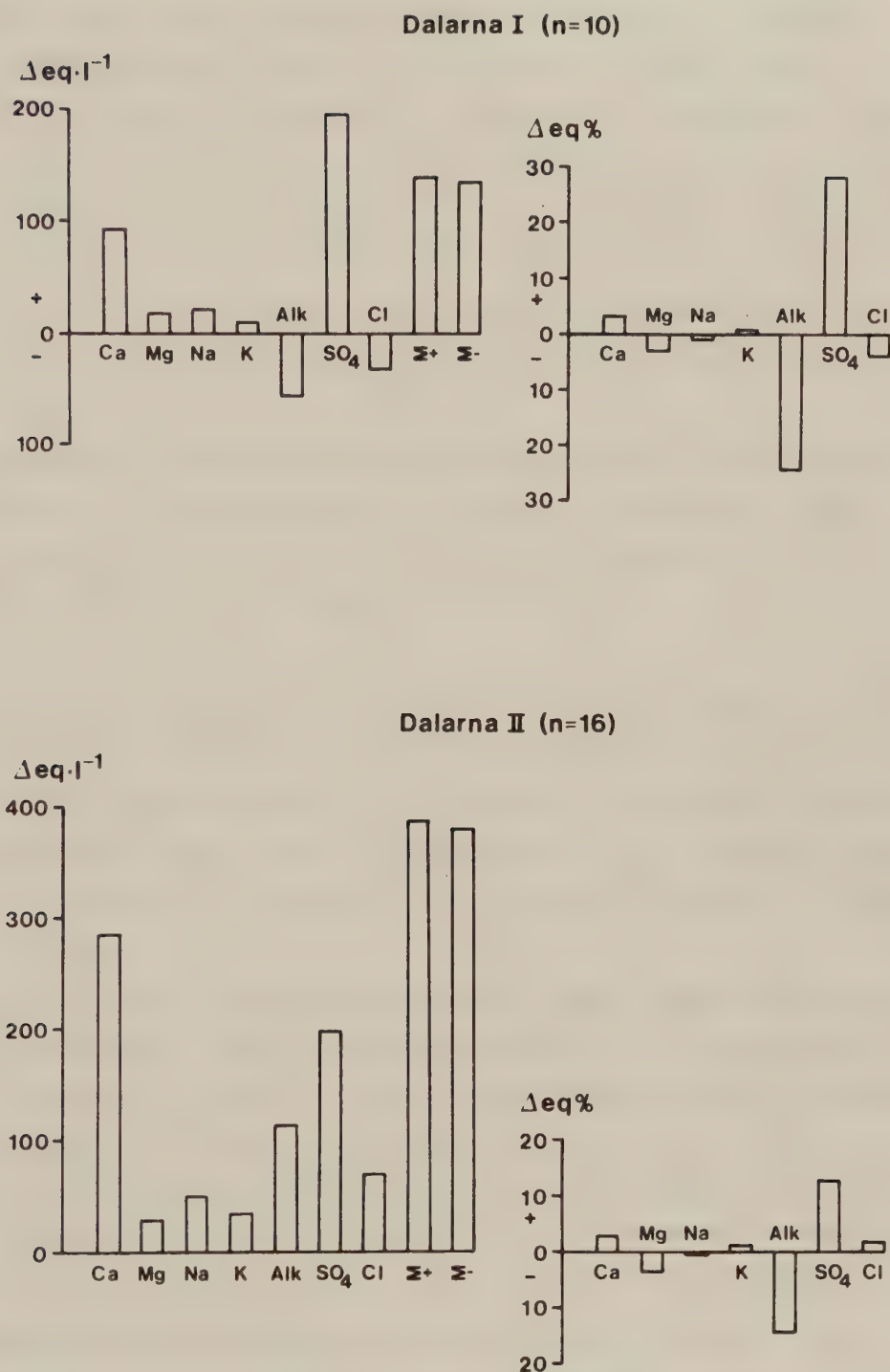


Fig 13. Skillnader mellan 1974 och 1933-35 beträffande koncentration (till vänster) och relativ sammansättning (till höger) av makrokonstituenterna i sjöar i Dalarna.

Fosfor

Medelvärde av totalfosforhalten var 1974 i Norrlandsgrupperna 13-31 $\mu\text{g/l}$ och i dalagrupperna 12-56 $\mu\text{g/l}$. Sådana mycket fosforfattiga sjöar som dominerar i stora delar av mellersta Sveriges moränområden (Johansson & Karlgren 1974) saknas i materialet. Lägst totalfosforhalt hade i norr Merasjärvi, Mettjärvi, Penikkajärvi och Haukijärvi (8-9 $\mu\text{g/l}$) och i Dalarna de kalkrika Rättvikssjöarna (10-14 $\mu\text{g/l}$).

Jämfört med 1933-35 tycks totalfosforhalten 1974 vara oförändrad i Norrlandssjöarna medan en ökning sannolikt ägt rum i de mer kulturpåverkade dalasjöarna (Fig 14).

Fosfatfosfor har endast analyserats på vatten från Norrbottenssjöarna 1974. Medelvärde för de sex grupperna i Norrbottens inland var 9,5 $\mu\text{g P/l}$ och i en tredjedel (16 av 47 sjöar) var fosfathalten högre än 10 $\mu\text{g P/l}$.

Kväve

Medelvärde för totalkvävehalterna i de olika sjögrupperna i Norrbotten var 263-452 $\mu\text{g N/l}$ och i Dalarna 505-1170 $\mu\text{g N/l}$. (Tab 9). Höga totalkvävehalter förekom i Norrbotten i sjöar med planktonblom eller med hög humushalt och i Dalarna hade de mest planktonrika sjöarna en hög totalkvävehalt; i regel över 1 mg N/l.

Nitrathalterna var genomgående mycket låga. Medelvärde var för Inre Norrland 4, för Kustnära sjöar 3, för Dalarna I 38 och för Dalarna II 2 $\mu\text{g N/l}$. Det högre medelvärde för Dalarna I orsakades av höga nitrathalter i de av förorening något påverkade Buskasjön och Hedesjön (302 resp 403 $\mu\text{g N/l}$). Bland Norrlandssjöarna hade endast fem nitrathalter högre än 5 $\mu\text{g N/l}$ och högsta värdet var 9 $\mu\text{g N/l}$ (Kuusijärvi).

Ingen jämförelse kan göras med äldre värden då den av Lohammar använda analysmetodiken för totalkväve inte var tillförlitlig och de få nitratvärden han redovisar gäller för en vårsituation. Nitrathalten i sjöar är vanligen högst under våren för att sedan minska till sin lägsta nivå under juli-augusti.

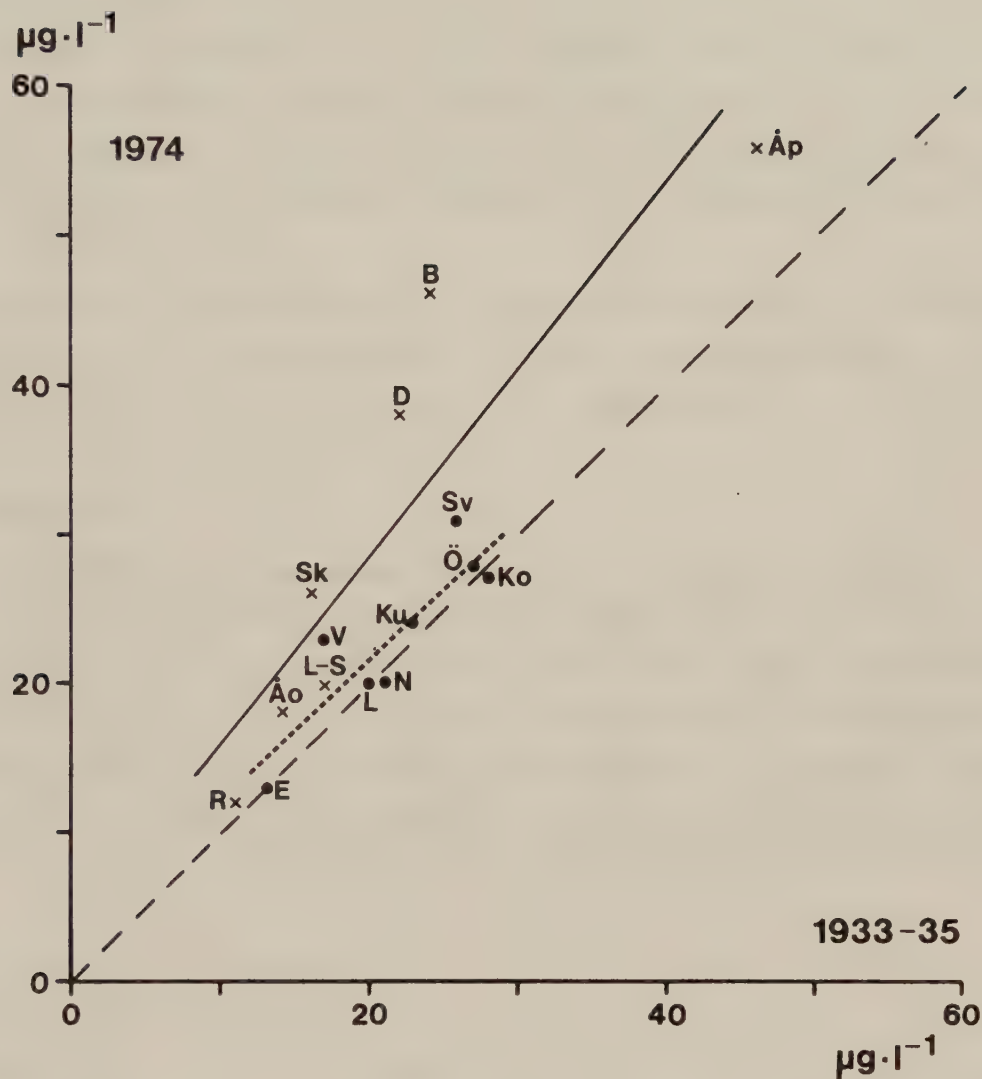


Fig 14. Totalfosfor. Medelvärden för 7 sjögrupper i Norrland (•) och 7 grupper i Dalarna (x) samt beräknade regressionslinjer för Norrland (-----) resp Dalarna (—).

Regressionsekvationer och determinationskoefficienter:

Norrland: $y = 0,96x + 2,26$; $r^2 = 0,78$

Dal-Uppl: $y = 1,25x + 4,13$; $r^2 = 0,81$.

Signifikansnivån (t-test) för skillnaden mellan lutningen på regressionslinjerna och 1,0 (linjen $y = x$):

Norrland: ej signifikant skillnad. $p > 0,1$

Dal-Uppl: " " " $p > 0,1$.

Kisel

Kiselhalten var 1974 i flertalet norrlandssjöar hög, 3-7 mg SiO_2/l . Ett tydligt positivt samband fanns mellan tillrinningsområdets storlek och kiselhalten. I sjöar med litet tillrinningsområde var halten markant lägre, exempelvis i de i myrområden belägna sjöarna Kotijänkenjärvi och Vankajärvi med 0,37 resp 0,55 mg SiO_2/l . Sannolikt har den onormalt höga tillrinningen sommaren 1974 delvis bidragit till de höga värdena.

Halterna i dalasjöarna var något lägre (Tab 9). I åsgrops-sjöarna, som kännetecknas av liten omlandspåverkan och lång uppehållstid, var halterna i de "opåverkade" 0,08 och i de "påverkade" 0,55 mg SiO_2/l .

Vattenfärg

Vattenfärg analyserades endast 1974. Norrlandssjöarna var genomgående humösa (Tab 9). Tio sjöar hade högre vattenfärg än 100 mg Pt/l och endast tre sjöar hade lägre vattenfärg än 20 mg Pt/l. Det är troligt att den stora nederbörden i juli givit förhöjda värden. Dalasjöarna var mindre humösa (Tab 9). Endast två sjöar hade högre vattenfärg än 100 mg Pt/l och tolv sjöar hade lägre vattenfärg än 20 mg Pt/l.

Sjögrupp	Total N mg/l	SiO_2 mg/l	Vattenfärg mg Pt/l
Norrlands inland	0,40	4,0	71
Kustnära sjöar	0,44	3,9	47
Dalarna I	0,66	2,3	40
Dalarna II	0,90	1,3	29

Tabell 9. Medelvärden av vattenfärg, kisel- och totalkvävehalter 1974 i huvudgrupperna.

Siktdjup

De undersökta sjöarna var förhållandevis humusrika och i många förekom växtplankton rikligt, varför siktdjupet var litet. Lägst var det i de humösa Korpilombolo-sjöarna (1,4 m) och i de planktonrika påverkade åsgropssjöarna (1,5 m). I Norrlandssjöarna var siktdjupet 1974 något högre än 1935 medan sjöarna i Dalarna-Uppland i stort hade samma siktdjup vid de båda undersökningstillfällena (Fig 15).

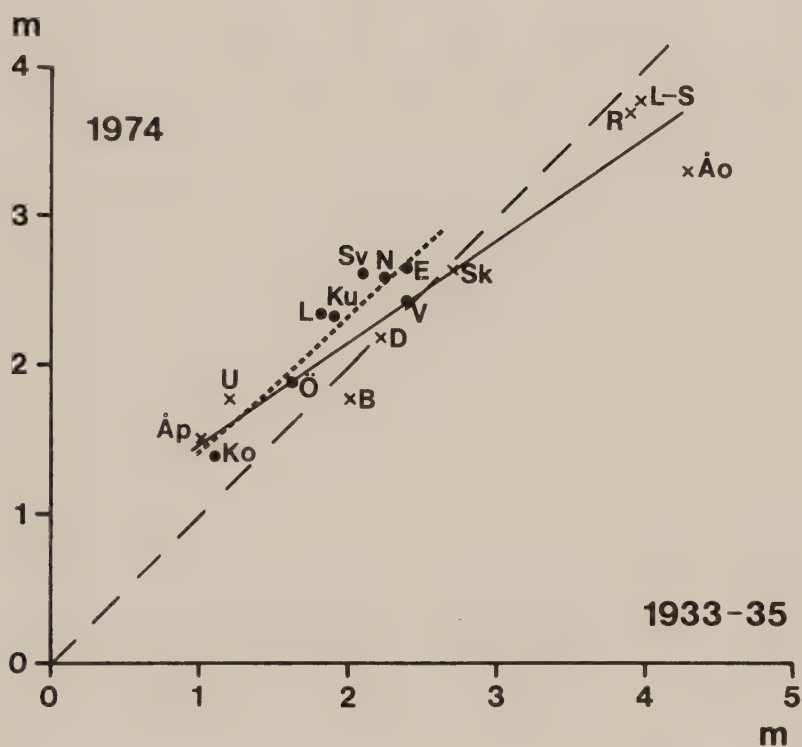


Fig 15. Siktdjup. Medelvärden för 8 sjögrupper i Norrland (•) och 8 grupper i Dalarna - Uppland (x) samt beräknade regressionslinjer för Norrland (-----) resp Dalarna - Uppland (—).

Regressionsekvationer och determinationskoefficienter:

Norrland: $y = 0,92x + 0,49$; $r^2 = 0,87$

Dal-Uppl: $y = 0,70x + 0,75$; $r^2 = 0,92$.

Signifikansnivån (t-test) för skillnaden mellan lutningen på regressionslinjerna och 1,0 (linjen $y = x$):

Norrland: ej signifikant skillnad. $p > 0,1$.

Dal-Uppl: signifikant skillnad. $p < 0,02$.

Klorofyll_a

Klorofyllhalten i Norrbottenssjöarna var 1974 mycket varierande; från 1,6 µg/l i Mettjärvi och Muodosjärvi till 188 µg/l i Kuusijärvi. Medelvärdet för samtliga undersökta sjöar (n=52) var 12,8 µg/l. Höga klorofyllvärden, orsakade framförallt av ymnig planktonblom av blågrönalger, uppmättes i flera sjöar. Sålunda hade Kuivajärvi 38, Kuusijärvi 188, Saittajärvi 32, Suaningijärvi 44 och Vejärvi 65 µg/l. Sannolikt förekom planktonblom i flera sjöar även under 1930-talet. Lohammar lämnar inga uppgifter om planktonförhållandena men av siktdjupsvärdena framgår indirekt, att planktonbiomassan tidvis var stor i en del sjöar.

DISKUSSION

Stora koncentrationsskillnader har konstaterats mellan 1933-35 och 1974 beträffande flera variabler. Det är alltid tveksamt att dra slutsatser från jämförelser av värden som erhållits med hjälp av olika metodik. Tillförlitligheten i äldre material är oftast svår att bedöma och metodbeskrivningen vanligen så summarisk att det är omöjligt att i detalj testa den använda metodiken. Beror de skillnader som konstaterats mellan 1933-35 och 1974 på en faktisk förändring eller är de ett resultat av tillfälliga eller systematiska analysavvikelser?

Den av Lohammar använda metodiken har granskats och en enkel test genomförts av sulfatmetoden. Det är tydligt att Lohammar använde metodik som inte tillät registrering av höga pH-värden och som gav för låga totalkvävehalter. I övrigt har inget framkommit som tyder på större systematiska fel varför tillförlitligheten i Lohammars material måste bedömas som god. Följande förhållanden styrker denna bedömning.

1. Den teoretiskt beräknade ledningsförmågan stämmer mycket väl med den uppmätta.
2. De interkalibreringar som genomförts för att testa olika laboratorier och analysmetoder har givit acceptabla resultat beträffande den metodik Lohammar använde för sulfat och klorid. (Jönsson & Ahl 1971, Ekedahl & Röndell 1973, med kompletterande information från författarna).
3. Lohammar var en omvittnat noggrann och kritisk kemist med god kontakt med framstående kemister i Uppsala. Han använde också - i motsats till flera samtida limnologer - "standardlösningar" med kända koncentrationer för att kontrollera metodiken (Lohammar pers. medd.).
4. De skillnader i koncentrationerna av makrokonstituenten och ledningsförmåga som registrerats i Norrland och Dalarna överensstämmer också väl med vad som noterats vid jämförande undersökningar från andra områden i Sverige (Andersson et al 1973, Dickson 1975, Malmer 1975) och vad man kan förvänta vid en ökad tillförsel av syra och svavel med nederbörden.

Mot en god tillförlitlighet talar att koncentrationerna av makrokonstituenterna i de undersökta sjöarna var mycket låga i relation till känsligheten hos den använda metodiken. Genom att kraftigt koncentrera proven försökte Lohammar kringgå detta problem.

En viss tveksamhet gäller för sulfatvärdena. Vid interkalibreringstester har den 1974 använda metodiken med jonbyte och titrering givit högre värden än den 1934-35 använda gravimetriska metoden (Ekedahl & Röndell 1973). Dessa skillnader är i förhållande till skillnaderna i sulfat mellan 1934-35 och 1974 obetydliga, men av större intresse vid bedömningen av alkalinitetsvärdena som för 1934-35 beräknats som skillnaden mellan katjonsumman och summan av sulfat och klorid. Ett fel i sulfatvärdet ger vid en sådan beräkning ett lika stort men omvänt fel i alkaliniteten. För att påverka slutsatserna i undersökningen måste emellertid felet vara betydande. För gruppen Norrlands inland skulle exempelvis ett 60 % (42 $\mu\text{ekv/l}$) för lågt sulfatvärde krävas för att alkalinitetsvärdena 1935 och 1974 skulle vara likstora. Det är osannolikt att ett sådant analysfel begåtts. Givetvis förekommer en osäkerhet även i 1974 års material men genom att känsligare metoder använts och dessa kontrollerats med syntetiska sjövattnen (Standard composition enl. Rodhe 1949) bör tillförlitligheten vara större.

De funna skillnaderna mellan värdena från 1933-35 och 1974 måste därför i huvudsak bedömas vara orsakade av faktiska förändringar och endast i mindre utsträckning av systematiska analysfel. Koncentrationsförändringar har således ägt rum mellan 1930-talet och 1974 och vad gäller sulfat är de mycket betydande.

Det är tänkbart att de avvikande nederbördsförhållanden som rådde under undersökningsåren 1934-35 och 1974 kan inverka på resultaten. Speciellt i norra Norrbotten uppkom genom extremt stor julnederbörd 1974 en onormalt hög vattenföring och ett högt vattenstånd. Ahl (1973) har för Mälaren visat att specifika ledningsförmågan varierar omvänt proportionellt

mot vattenföringen. Även de inbördes relationerna mellan jonerna påverkas av variation i humiditeten (Ahl 1966). I dräneringsvatten ökar sulfathalten och minskar alkaliniteten under och efter perioder med låg humiditet med en tidsförskjuten effekt i sjöarna.

Från några sjöar i södra delen av Tornedalen finns värden från somrarna 1973, 1974 och 1975 (Tab 10). Skillnaderna mellan de tre åren är liten i jämförelse med avvikelserna från 1935. Ledningsförmåga, kalcium och alkalinitet var högre 1974 än 1973 och 1975 och störst var skillnaden i de kustnära sjöarna Dynträsket och Bålingsträsket. En jämförelse av ledningsförmåga och alkalinitet med några av länsstyrelsen 1972 undersökta sjöar i norra Tornedalen (SNV 1972) tyder inte heller på att den rikliga nederbörden 1974 resulterat i starkt avvikande vattenkemiska förhållanden.

"Lohammarsjöarna" är belägna i östra delarna av Norrbottens län, huvudsakligen i Tornedalen och i sydöstra delen av Kopparbergs län med koncentration längs Dalälven. För att få uppfattning om i vilken utsträckning dessa sjöar är representativa för respektive län har en jämförelse gjorts med de sjöar som undersöktes 1972 av Statens naturvårdsverk och länsstyrelserna - den s k Tusen sjöar-undersökningen (Johansson & Karlgren 1974, SNV 1972). Drygt 50 sjöar undersöktes i kemiskt-biologiskt avseende i varje län och dessa sjöar är relativt jämnt fördelade och troligen representativa för respektive län.

Överensstämmelsen beträffande pH och alkalinitet i Norrbottens län är mycket god (Fig 16, Tab 11) och eftersom de kemiska förhållandena är relativt likartade i sjöarna i Västerbottens län synes resultaten från de nordliga "Lohammarsjöarna" ha giltighet för en stor del av norra Norrland med undantag för fjällområdena. Området utgör uppskattningsvis ca 20 % av Sveriges yta och är mycket rikt på sjöar och vattendrag.

"Lohammarsjöarna" i södra Dalarna är inte representativa

Sjö	År	pH	Lednf µS ₂₀	Färg mgPt/l	Ca	Mg	Na	K	Alk	SO ₄	Cl	Sa+	Sa-	PO ₄ P	Tot P	NO ₃ N	Tot N
----- µekv/l ----- µg/l -----																	
Armasjärvi	1973	6,8	22,1	80	115	67	51	17	91	134	13	250	238	3	23	9	370
	1974	7,2	28,0	70	146	73	64	19	136	133	31	302	301	8	18	13	250
	1975	7,1	24,1	70	123	71	63	15	104	125	33	272	262	4	7	<5	440
Bodträsket	1973	6,4	26,5	90	113	62	76	16	68	175	19	267	262	5	49	10	970
	1974	6,8	27,2	80	111	69	80	21	85	167	33	281	285	11	30	1	500
	1975	6,9	27,7	85	126	67	87	18	93	158	38	298	289	10	17	<5	680
Soukolujärvi	1973	7,1	30,8	90	172	100	72	14	161	156	16	358	333	5	40	10	401
	1974	7,2	30,0	80	181	90	70	10	162	147	31	351	340	7	23	1	390
	1975	7,3	30,7	50	158	94	83	15	172	128	37	350	337	6	9	5	480
Dymträsket	1973	6,6	39,0	70	140	98	136	35	166	202	24	409	392	4	31	11	810
	1974	7,3	48,0	35	224	109	148	37	236	245	35	518	516	4	19	2	380
	1975	7,2	39,3	40	145	99	140	32	142	219	44	416	405	7	12	<5	750
Bällingsträsket	1973	6,9	55,6	60	187	148	196	32	116	380	50	563	546	4	22	12	579
	1974	7,2	63,2	55	312	158	200	35	239	416	35	705	690	6	27	2	600
	1975	7,5	54,5	100	207	150	195	35	145	362	58	587	565	8	11	5	1030
Medelvärde	1973	6,8	34,8	78	145	95	106	23	120	209	24	369	354	4,2	33	10,4	626
	1974	7,2	39,3	64	195	100	112	24	172	222	33	431	426	7,2	23	3,8	424
	1975	7,2	35,3	69	152	96	114	23	131	198	42	385	372	7,0	11	<5	676

Tabell 10. Jämförelse av kemiska förhållanden i fem sjöar i Norrbotten 1973, 1974 och 1975.

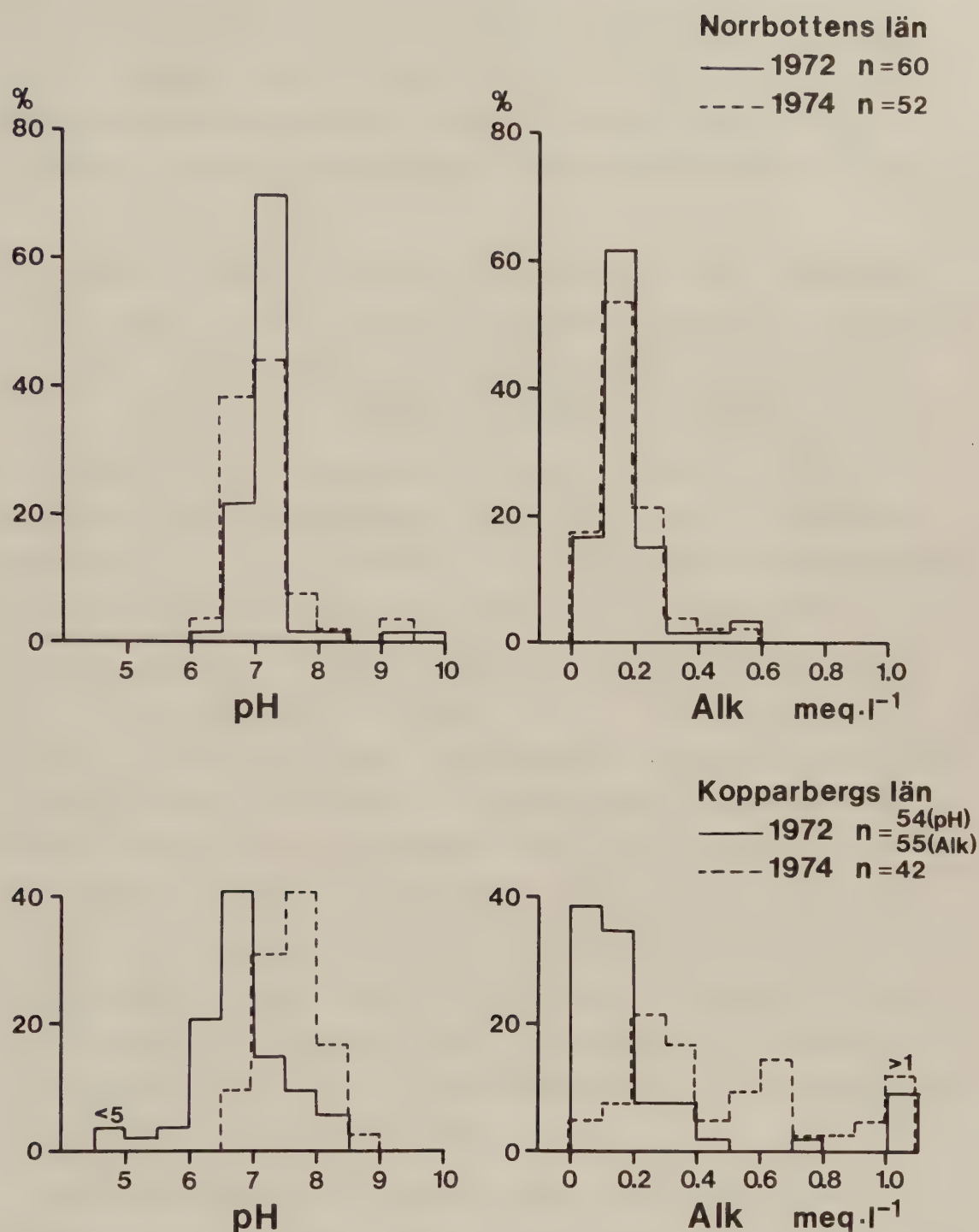


Fig 16. Frekvensdiagram över pH och alkalinitet i sjöar i Norrbottens och Kopparbergs län. De 1974 undersökta "Lohammarsjöarna" är koncentrerade till östra delarna av länen, medan sjöar ingående i länsstyrelsernas och SNV:s undersökning 1972 är mer jämnt fördelade inom resp län. I Kopparbergs län är sjöar med högt pH och hög alkalinitet överrepresenterade i 1974 års studie medan överensstämmelsen är god beträffande sjöar i Norrbottens län.

för Kopparbergs län med avseende på pH och alkalinitet (Fig 16, Tab 11). Sura och buffertfattiga vatten som dominerar i länets västra delar (Johansson & Karlgren 1974, Dickson 1975) saknas helt bland "Lohammarsjöarna" och istället dominerar välbuffrade sjöar med pH mellan 7 och 8.

Det atmosfäriska tillskottet av joner har stor betydelse för de kemiska förhållandena i sjöarna, speciellt i områden med svårvittrade jord- och bergarter. Förutom den direkt mätta tillförseln med nederbörd (Meteorologiska institutionen, Stockholms universitet) förekommer en betydande tillförsel med torrdeposition. Denna är dels naturligt betingad, bl a salttransport från haven, dels antropogent betingad t ex sura svavelpartiklar och gasformig svaveloxid från förbränning av fossila bränslen. För norra och mellersta Sverige har man beräknat att torrdepositionen av "excess" svavel (bidraget från havsvattnet frånräknat) är cirka hälften av våtdepositionen (Dovland et al 1976). I Tab 12 har ett försök gjorts att beräkna ursprunget av makrokonstituenterna i några sjöar i Norrbotten, Västerbotten och Dalarna. Det måste observeras att torrdepositionen inte medtagits i beräkningen då säkra värden saknas. Jämförelsen visar, att huvuddelen av sulfat, klorid och natrium i jonfattiga sjöar kommer från nederbörden medan denna källa är av mindre betydelse beträffande kalcium, magnesium och kalium. I de kustnära sjöarna i Norrbotten och i huvuddelen av dalasjöarna är det geologiska bidraget mer betydande och torde dominera över bidraget från atmosfären.

I Norrlandssjöarna har sulfatvärdena ökat och alkalinitetsvärdena minskat på ett likartat sätt i alla sjögrupper utom i grupperna Kustnära sjöar och Västerbotten (Fig 17). I exempelvis gruppen Lappträsk har sulfat ökat med 122 $\mu\text{ekv/l}$ och alkaliniteten minskat med 45 $\mu\text{ekv/l}$ från 1935 till 1974. Mellanskillnaden kompenseras genom en ökning av värdena för kalcium (+36 $\mu\text{ekv/l}$) och övriga katjoner (+ 42 $\mu\text{ekv/l}$). Eftersom ingen pH-sänkning ägt rum i sjöarna, måste

	pH		Alkalinitet (mekv/l)		
	median	n	medel	median	n
Norrbottens län 1974	7,0	52	0,175	0,16	52
1972	7,1	60	0,17	0,16	60
Kopparbergs län 1974	7,6	42	0,51	0,44	42
1972	6,8	54	0,23	0,10	55

Tabell 11. Median- och medelvärden av pH och alkalinitet från undersökningar av "Lohammarsjöar" 1974 och från länsstyrelsernas och SNV:s undersökning 1972 av sjöar med jämnare fördelning inom resp län.

	Ca	Mg	Na	K	SO ₄	Cl
	-----	-----	mekv/l	-----	-----	-----
Lappträsk, sjövatten	115	72	78	19	157	32
Lappträsk, konc. nedb.	43	12	53	7	104	17
Differens	+72	+60	+25	+12	+53	+15
Västerbotten, sjövatten	233	62	66	20	164	34
Rikleå, konc. nedb.	14	7	19	7	119	24
Differens	+219	+55	+47	+13	+45	+10
Skogssjöar, Dal. sjövatten	275	111	91	13	270	39
Kassjö-Forshult, konc. nedb.	49	13	56	13	146	35
Differens	+226	+98	+35	0	+124	+4

Tabell 12. Jämförelse av koncentrationen av makrokonstituenterna i sjövatten och koncentrerad nederbörd i tre områden; mellersta Nb, mellersta Vb och sydöstra Dalarna. Stor differens innebär att andra källor än nederbörden (torrdeposition, markurlakning) är av stor betydelse. De båda Lappträsk är inte identiska; sjövatten är från Lappträsk, no Kalix, medan nederbörden är från representativa området Lappträsk, n Boden. Uppgifterna för sjövatten gäller för 1974 och för nederbörd 1972-74.

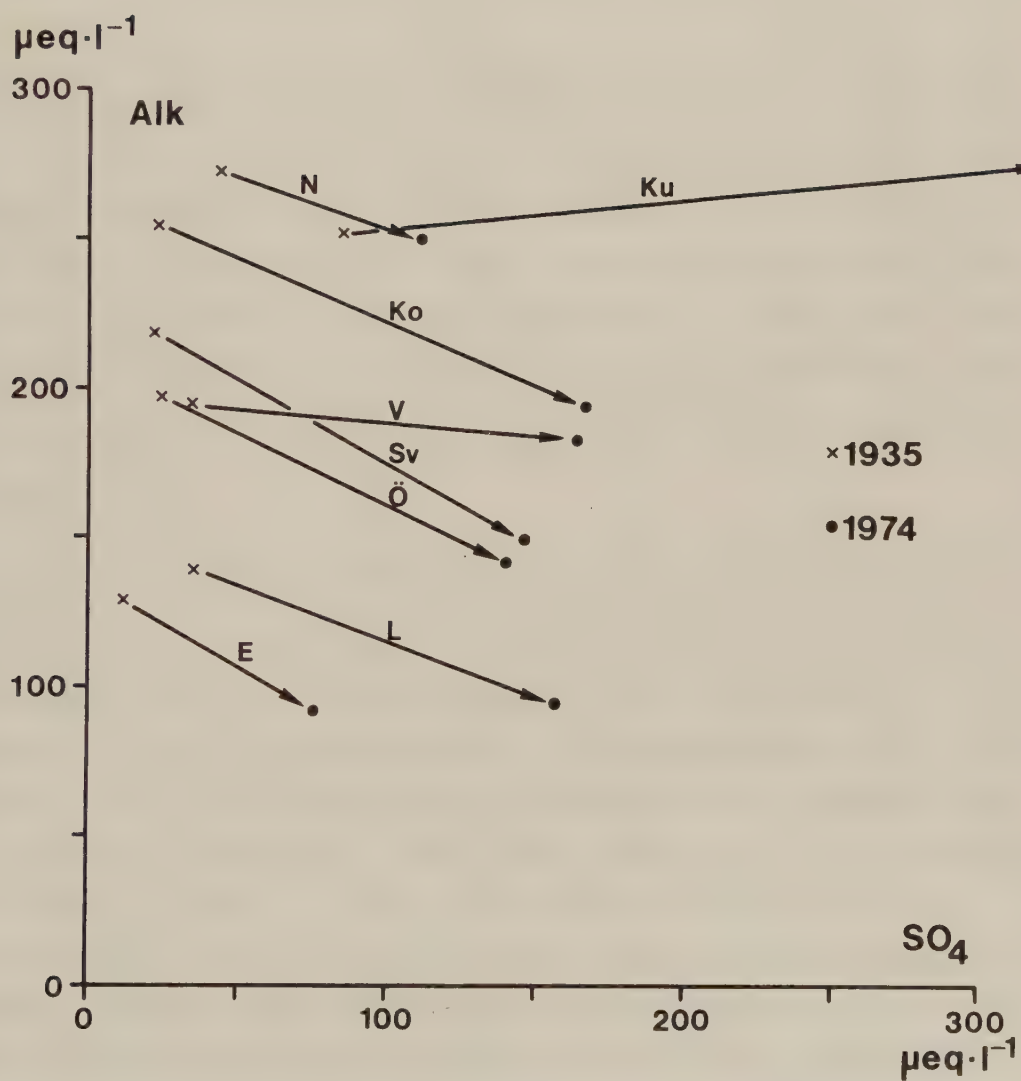


Fig 17. Sambandet mellan alkalinitet- och sulfatförändringar 1935-1974 i Norrland.

syreatillskottet från atmosfären ha neutraliserats i tillrinningsområdet eller i sjöarna. Den ökade tillförseln av syra till området genom nederbörd, torrdeposition och nitrifikation kan uppskattas motsvara en ökning av ca 100 μekv syra per liter koncentrerat nederbördsvatten. Om den antas vara lika stor som sulfatökningen, 122 $\mu\text{ekv/l}$, skulle exemplet innebära att cirka en tredjedel av syran neutraliserats genom buffring i dräneringsvatten och sjövattnet och cirka två tredjedelar genom jonbyte. Siffervärdena är osäkra men exemplet har redovisats för att belysa vilken betydelse olika neutraliserande processer storleksmässigt kan ha.

Den obetydliga alkalinitetsnedgången i Västerbottengruppen är anmärkningsvärd, särskilt med tanke på att sjöarna tidvis ligger i vindriktningen för landets största svavelutsläpp (Rönnskärsverken, 40 000 ton S/år). Det är möjligt att syran neutraliserats direkt genom upplösning av kalk. Sådan förekommer i Skelleftefältet och de sjöar som ligger närmast detta hade oförändrad eller höjd alkalinitet. För denna hypotes talar också att kalciumökningen i dessa sjöar och i gruppen som helhet är större än i övriga sjöar i Norrlands inland.

I materialet från Dalarna-Uppland kan tre huvudtyper av förändringar av sulfat och alkalinitet urskiljas (Fig 18). I "skogssjöarna" (B, Sk och L-S) är mönstret detsamma som i Norrbotten (Fig 17) medan förändringen är obetydlig i grupperna Uppland och Dalälvsjöar. I åsgropssjöarna och i kalksjöarna vid Rättvik har alkaliniteten stigit markant och eftersom kalciumhalten också ökat kraftigt (Fig 5) förmodas en syraupplösning av kalk vara den troligaste orsaken.

En ökning av totala joninnehållet och en förändring av balansen mellan sulfat och alkalinitet har således ägt rum. Den relativa jonsammansättningen har ändrats (Tab 8) och i områden med låg buffertkapacitet har sjöarna förändrats, eller tenderar att förändras, från Ca-HCO_3 till Ca-SO_4 sjöar. Ändringen av proportionerna mellan katjonerna är mindre och den dominerande jonordningen 1974 var liksom på 1930-talet $\text{Ca} > \text{Mg} > \text{Na} > \text{K}$ eller $\text{Ca} > \text{Na} > \text{Mg} > \text{K}$. En avvikande jonordning har de

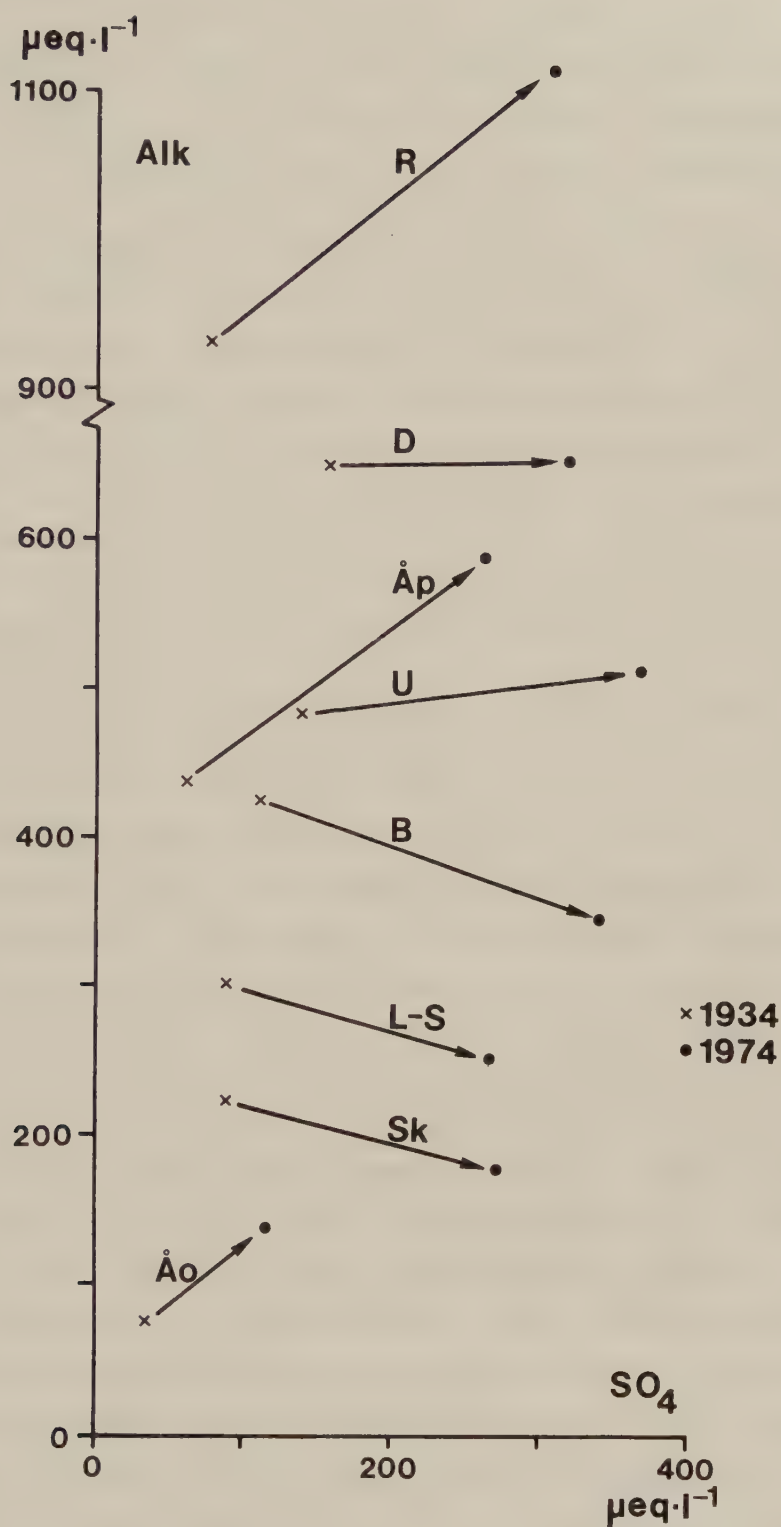


Fig 18. Sambandet mellan alkalinitet- och sulfatförändringar 1934-1974 i Dalarna - Uppland. Observera de tre olika typerna av alkalinitetsförändringar: markant ökning i tre grupper (Åo, Åp och R), minskning i tre grupper (Sk, L-S och B) samt obetydlig förändring i två grupper (U och D).

opåverkade åsgropssjöarna ($\text{Ca} > \text{K} > \text{Na} > \text{Mg}$).

Den höga kaliumhalten i åsgropssjöarna har uppmärksammats av Lohammar (1938) och Gorham (1955). Ett omvänt samband mellan kiselhaltens och kaliumhaltens storlek finns i dalmaterialet men inte i norrlandsmaterialet och sjöar med stort tillrinningsområde tycks ha låg kaliumhalt och vice versa. Malmer (1960) har diskuterat grundvattentillförselns betydelse för kaliumhalten och sannolikt är det inte tillrinningsområdets storlek utan proportionen mellan ytvatten- och grundvattentillförseln som är av betydelse. Sedan 1930-talet har kaliumhalten ökat kraftigt i åsgropssjöarna och dalälvsjöarna (Fig 8). Orsaken till detta är oklar men det är tänkbart att ändrade dräneringsförhållanden eller kaliumförluster från gödslad åkermark kan inverka.

Makrokonstituenternas betydelse för förekomst och tillväxt av framförallt alger har diskuterats av många författare (se översikt i Lund 1965 och Wetzel 1975). Exempel finns på att koncentrationer av magnesium, natrium, kalium och sulfat kan vara begränsande och att koncentrationsökningar kan stimulera tillväxten av olika grupper växtplankton. Det råder dock stor osäkerhet om vilka generella slutsatser som man kan dra av dessa resultat. Beträffande flera blågrönalger synes det dock klart att natriumhalten är av betydelse och vid halter lägre än 4 mg/l ($=175 \text{ } \mu\text{ekv/l}$) är tillväxten suboptimal (Wetzel 1975). I några sjöar i Norrbottens kustområde och i Dalälvsområdet har natriumhalten stigit över detta värde, varför det är möjligt att en del blågrönalger kan ha gynnats av denna förändring.

Betydligt intressantare är emellertid de förändringar i närsaltkoncentrationer som kan ha ägt rum under senare år till följd av ökad kvävetillförsel med nederbörden. De undersökta sjöarna i Norrbotten är relativt fosforrika men med låg nitrathalt (Tab 13), varför kväve kan misstänkas vara begränsande för alg tillväxten. I 16 av 50 sjöar var fosfathalten högre än $10 \text{ } \mu\text{gP/l}$ medan det högsta uppmätta nitratvärdet var $9 \text{ } \mu\text{g N/l}$. Speciellt i de klorofyllrika sjöarna är den låga nitrathalten i förhållande till fosfathalten påfallande.

Ammonium analyserades inte 1974 men tillgängliga värden från 1972 (SNV 1972) och 1973 (Lohammar opubl) är låga (medelvärde 13 resp 6 ug N/l). Även kvoten Tot N : Tot P är låg (Tab 13).

	n	TotP	PO ₄ P	TotN	NO ₃ N	$\frac{\text{TotN}}{\text{TotP}}$
Samtliga sjöar	50	23,3	9,9	371	3,3	15,9
Klorofyllrika sjöar	16	32,6	15,1	439	2,9	13,5

Tabell 13. Koncentration av fosfor och kväve (ug/l) i "Lohammarsjöar" i Norrbotten 1974. Dels i samtliga sjöar, dels i sjöar med klorofyllhalt större än 10 ug Chl_a/l.

I det stora material som i naturvårdsverkets regi insamlades 1972 finns en gradient mot ökande kvot av Tot N : Tot P från norr mot söder i Sverige. Kvoten var i Norrbottens län 23,6 och i exempelvis Västerbottens län 29,2, i Kopparbergs län 34,5 och i Kronobergs län 42,5 (SNV 1972). Närsaltförhållandena tyder således på att kväve kan vara produktionsbegränsande under högsommaren i en del sjöar i Norrbotten, speciellt i de mer produktiva vattnen.

Den ökning av nederbördens innehåll av nitrat och ammonium som konstaterats sedan mitten av 1950-talet (Odén 1971) kan därför ha en eutrofierande verkan på dessa sjöar. Vid gödslingsförsök av sjöar i Abisko-området (Persson et al 1975) ökade fytoplanktonbiomassan vid tillsats av kväve. Liknande effekt kan påräknas i sjöar med kvävebrist vid kvävegödsling av skogsmark och vid kalhuggning, då dessa aktiviteter leder till ett ökat utflöde av kväve från marken (Ramberg et al 1973, Tamm et al 1975). Det är oklart om de undersökta "Lohammarsjöarna" eutrofierats sedan 1930-talet. De något högre pH-värdena 1974 (Tab 11) jämfört med 1935 kan tyda på en produktionsökning men detta motsägs av de högre siktdjupsvärdena 1974 (Fig 15). Det är dock möjligt att den ökade kvävetillförseln kan ha en eutrofierande verkan på en del sjöar i Norrbotten, vilket vid undersökningar under sommaren kan dölja effekterna av en samtidigt pågående försurning.

SAMMANFATTNING

Under 1960- och 70-talen har en omfattande försurning konstaterats i sjöar och vattendrag i framförallt sydvästra Sverige och södra Norge. För att få information om i vilken omfattning försurning eller därmed samhörande kemiska förändringar ägt rum i mellersta och norra Sverige genomfördes 1974 en kontroll av en del av de sjöar i Dalarna och Norrland som Gunnar Lohammar undersökte 1933-35. Totalt undersöktes 117 sjöar varav 112 blev föremål för ingående analys omfattande pH, ledningsförmåga, vattenfärg, makrokonstituent, fosfor, kväve och kisel. Sjöarna, som är belägna i Norrbotten, Västerbotten, sydöstra Dalarna och västra Uppland, har uppdelats i 16 undergrupper och fyra huvudgrupper. Huvudgrupperna har benämnts Norrlands inland (n=53), Kustnära sjöar (Nb, n=5), Dalarna I (skogssjöar, n=18) och Dalarna II (sjöar i jordbruksområden, n=21).

Olika analysmetodik har använts vid de båda undersökningstillfällena varför resultatjämförelser måste göras med försiktighet. Den metodik som använts 1933-35 har granskats. Bristfällig metodik användes vid bestämning av totalkväve och vid höga pH. I övrigt har inte något framkommit som tyder på systematiska analysfel. Olikheter i analysmetodik kan därför knappast förklara de betydande skillnader som konstaterats beträffande flera variabler utan dessa måste betraktas som reella förändringar.

Någon nedgång i pH har inte ägt rum. Medianvärdena var 0-0,4 enheter högre 1974 jämfört med 1933-35.

Specifika ledningsförmågan har ökat i alla undergrupperna. I norr har ledningsförmågan i de elektrolytfattiga inlandsvattnen ökat med 5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ till 30 $\mu\text{S}/\text{cm}$ och i de kustnära sjöarna med 18 $\mu\text{S}/\text{cm}$ till 59 $\mu\text{S}/\text{cm}$. I gruppen Dalarna I var ökningen 10 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (till 55 $\mu\text{S}/\text{cm}$) och i Dalarna II 30 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (till 115 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

Ökningen av specifika ledningsförmågan har framförallt orsakats av en mycket markant förhöjning av sulfathalten.

Medelvärdet för sulfathalten i inlandsvattnen i Norrland har ökat från 30 till 140 $\mu\text{ekv/l}$ (+350 %). Ökningen var lägst i norr och högst närmast kusten. Medelvärdet för Dalarna I har ökat från 94 till 290 $\mu\text{ekv/l}$ (+200 %) och för Dalarna II från 94 till 292 (+200 %).

Vid jämförelse av uppmätta alkalinitetsvärden från 1974 och beräknade värden från 1934-35 kan tre huvudtyper av olikheter konstateras. I de undersökta sjöarna vid Norrbottenskusten, i Västerbotten, i Uppland och längs Dalälven var alkaliniteten i stort densamma 1974 och 1934-35. I övriga Norrbottenssjöar, liksom i Dalarna I, tycks alkaliniteten ha minskat och värdena 1974 var ca 40 $\mu\text{ekv/l}$ lägre än 1934-35. I Dalarnas elektrolytfattiga åsgropssjöar, kulturpåverkade åsgropssjöar samt kalkrika sjöar var alkalinitetsvärdena 60-200 $\mu\text{ekv/l}$ högre 1974 jämfört med 1934-35.

Skillnaderna i kloridkoncentration mellan undersökningstillfällena var för flertalet sjögrupper små. Halten har ökat i kulturpåverkade dalasjöar och minskat i Norrbottens kustnära sjöar.

Medelvärdena för kalcium, natrium och kalium var genomgående högre 1974 jämfört med 1933-35. Skillnaderna var tydligast beträffande kalcium och natrium och sannolikt har en ökning av storleksordningen 25-40 % ägt rum. Magnesiumvärdena var i stort desamma 1974 som 1933-35.

Beräkningen av den atmosfäriska tillförseln av makrokonstituenten visar att de undersökta sjöarna får huvuddelen av sitt innehåll av natrium, sulfat och klorid med nederbörden. Den konstaterade ökningen av kalcium, natrium och sulfat i sjöarna kan därför korreleras med den antropogent betingade ökningen av nederbördens surhet och svavelhalt. Om med nederbörd tillförda hydroniumjoner jonbytes vid markkolloiderna med kalcium och natrium eller buffras mot vätekarbonatet, blir resultatet en ökning av kalcium och natrium och en minskning av alkaliniteten i sjövattnen, liknande den som konstaterats för inlandssjöarna i Norrbotten och skogssjöarna i Dalarna (Dalarna I). Det är därför högst sannolikt att de

konstaterade kemiska förändringarna i de undersökta sjöarna till stor del orsakats av sentida förändringar i nederbördens kemiska sammansättning.

Något omedelbart försurningshot mot de undersökta sjöarna föreligger inte då sjöarnas buffertkapacitet är relativt god. Flertalet sjöar hade 1974 en alkalinitet över 100 $\mu\text{ekv/l}$ och endast två sjöar hade en alkalinitet understigande 50 $\mu\text{ekv/l}$. Om den atmosfäriska syratillförseln består eller ökar, kommer givetvis på lång sikt buffertförrådet att förbrukas och sjöarna att försuras. Då de undersökta sjöarna i Norrbottens inland synes vara representativa för länets sjöar torde konstaterandet gälla generellt för detta område. I materialet från Dalarna är buffrade-välbuffrade sjöar överrepresenterade. I de mindre välbuffrade sjöarna var alkaliniteten 1974 lägre än 1934 och försurningshotet för de svagt buffrade sjövattnen som dominerar i landskapets västra och norra delar och intilliggande landskap måste bedömas som mycket allvarligt.

Många av de undersökta sjöarna är produktiva och klassificeras som eutrofa. Genomförda närsaltanalyser antyder, att kväve kan vara produktionsbegränsande och möjligheten att den konstaterade ökningen av nitrat och ammonium i nederbörden kan ha en eutrofierande effekt på sjöarna i Norrbottens inland diskuteras.

LITTERATURFÖRTECKNING

- Ahl, T. 1966. Chemical conditions in Ösbysjön, Djursholm. II. The major constituents. - *Oikos* 17:175-196.
- Ahl, T. 1972. Hydrochemical analyses. - *Nordic IHD Report* 3, 69 p. Oslo.
- Ahl, T. 1973. Mälarens belastning och vattenkvalitet. - *Scripta Limnologica Upsaliensia* 332, 76 p. Uppsala.
- Andersson, G., Bengtsson, R. & Ripl, W. 1973. Förurning av sjöar och vattendrag i Kronobergs län. - Stencil 51 p. + bilagor. Lund.
- Dickson, W. 1975. The acidification of Swedish lakes. - Institute of Freshwater Research, Drottningholm, Report 54:8-20.
- Dovland, H., Joranger, E & Semb, A. 1976. Deposition of air pollutants in Norway. - In Braekke, F. (ed). Impact of acid precipitation on forest and freshwater ecosystem in Norway, p.15-35. Oslo-Ås.
- Ekedahl, G. & Röndell, B. 1973. Interlaboratory study of methods for chemical analysis of water. I. Major elements. - *Vatten* 29:341-356.
- Gorham, E. 1955. On some factors affecting the chemical composition of Swedish fresh waters. - *Geochim Cosmochim Acta* 7:129-150.
- Granat, L. 1972. Deposition of sulfate and acid with precipitation over northern Europe. - Institute of Meteorology, University of Stockholm: Report AC-20, 30 p. + appendix.
- Johansson, K. & Karlgren, L. 1974. Tusen sjöar. Rapport från en inventering. - Statens Naturvårdsverk Publ. 1974:11, 55 p.
- Jönsson, E. & Ahl, T. 1971. IHD-interkalibrering: Metoder för större konstituenten - sommaren 1970. - *Vannet i Norden* 4:14-23.
- Karlgren, L. 1962. Vattenkemiska analysmetoder. - Stencil, 117 p. Uppsala.
- Lohammar, G. 1938. Wasserchemie und höhere Vegetation swedischer Seen. - *Symb bot upsal* 3:1, 252 p.
- Lund, J.W.G. 1965. The ecology of freshwater phytoplankton. - *Biol Rev* 40:231-293.
- Mackereth, F.J.H. 1955. Ion exchange procedures for the estimation of (I) total ionic concentration, (II) chlorids and (III) sulphates in natural waters. - *Mitt int Limnol* 4, 16 p.
- Malmer, N. 1960. Some ecological studies on lakes and brooks in the South Swedish uplands. - *Bot not* 113:121-144.

- Malmer, N. 1975. Inventeringar av sjöar förurning. - SNV PM 676, 134 p.
- Maucha, R. 1932. Hydrochemische Methoden in der Limnologie. - Die Binnengewässer 12, 173 p. Stuttgart.
- Murphy, J. & Riley, J. 1962. A modified single-solution method for determination of phosphate in natural water. - Anal Chim Acta 27:31-36.
- Odén, S. 1971. Nederbördens förurning - ett generellt hot mot ekosystemen. - I Mysterud, F. (ed). Forurensning og biologisk miljøvern, p 63-97. Oslo.
- Persson, G. m fl 1975. Experiment med gödsling av sjöar i Kuokkelområdet. - Kuokkelprojektet rapport 4, 151 p. - Stencil. Uppsala.
- Ramberg, L. m fl 1973. Klotenprojektet. Effekter av skogs-gödsling och kalhuggning på mark och vatten. - Scripta Limnologica Upsaliensia 320, 52 p. + fig.
- Rodhe, W. 1949. The ionic composition of lake waters. - Verh int Ver Limnol 10:377-386.
- SKTF. 1942. Anvisningar för bakteriologiska och fysikalisk-kemiska vattenundersökningar. - Svenska Kommunal-Tekniska Föreningens Handlingar 1942:6, 110 p. Stockholm.
- SNV. 1972. Vattenkemiska analysdata från riksundersökningen 1972. - Opublicerat material från Statens Naturvårdsverk, Solna.
- Tamm, C.O., Holmen, H., Popovic, B. & Wiklander, G. 1974. Leaching of plant nutrients from soils as a consequence of forestry operations. - Ambio 3:211-221.
- Tolstoy, A. & Winbladh, E. 1976. Klorofyll a i Mälaren 1965-1974. - SNV PM 759, 36 p.
- Tryselius, O. 1971. Runoff map of Sweden. Average annual runoff for the period 1931-1960. - SMHI, Medd, Serie C 7, 4 p.
- Wetzel, R.G. 1975. Limnology. 743 p. Philadelphia.
- Winkler, L.W. 1931. Ausgewählte Untersuchungsverfahren für das chemische Laboratorium. - Die chem Analyse 29, Stuttgart.
- Wood, E.D., Armstrong, F.A.J. & Richards, F.A. 1967. Determination of nitrat in sea water by cadmium-copper reduction to nitrite. - J Mar Biol Ass U K 47:23-31.



LIMNOLOGISKA INSTITUTIONEN LUNDS UNIVERSITET

LÅNGTIDSMÄSSIGA FÖRÄNDRINGAR I SMÅLÄNDSKA SJÖARS VATTENKEMI

Gunnar Andersson

INSTITUTE OF LIMNOLOGY

University of Lund

P.O. Box 3060

S-220 03 LUND Sweden

LUND 1980



LIMNOLOGISKA INSTITUTIONEN LUNDS UNIVERSITET

LÅNGTIDSMÄSSIGA FÖRÄNDRINGAR I SMÅLÄNSKA SJÖARS VATTENKEMI

Gunnar Andersson

INSTITUTE OF LIMNOLOGY
University of Lund
P.O. Box 3060
S-220 03 LUND Sweden

LUND 1980

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

INLEDNING	3
UNDERSÖKNINGSOMRÅDEN OCH SJÖKARAKTERISTIK	4
METEOROLOGISKA OCH NEDERBÖRDSKEMISKA FÖRHÅLLANDEN	11
METODIK	14
Provtagningsmetodik och förbehandling	14
Analysmetodik	14
MATERIAL	18
RESULTAT	20
pH	20
Konduktivitet	28
Makrokonstituenten	33
Alkalinitet	34
Sulfat	36
Klorid	38
Kalcium	40
Magnesium	40
Natrium	43
Kalium	43
Makrokonstituenten i västra och östra området	46
Närsalter	46
Vattenfärg och siktdjup	49
DISKUSSION	52
Förändringar av pH och alkalinitet	52
Koncentrationsändringar hos makrokonstituenten	54
Förändringar i siktdjup	58
Inverkan av jordbruksverksamhet	59
Förändringar orsakade av vägsaltspridning	62
Ekologiska effekter av vattenkemiska förändringar	63
SAMMANFATTNING	67
LITTERATURFÖRTECKNING	71

INLEDNING

De oligotrofa Aneboda-sjöarna, belägna i södra Sverige centralt på Sydsvenska höglandet, har i mer än ett halvt sekel varit föremål för limnologiska undersökningar. Genom det forskningsarbete som utfördes av Einar Naumann och hans kolleger under 1920- och 1930-talet blev området internationellt känt. Med Limnologiska laboratoriet i Aneboda som bas har limnologiska undersökningar sedan dess fortlöpande bedrivits i området. Beträffande litteratur från områdets sjöar hänvisas till Björk (1967 pp 32, 34 och 41).

Vid en undersökning av zooplankton i Aneboda-området under åren 1956-66 utförde författaren vissa kemiska analyser och härvid kom uppmärksamheten att riktas på de vattenkemiska förhållandena i områdets sjöar. En genomgång av tillgänglig litteratur visade, att ett betydande referensmaterial fanns beträffande faktorerna pH, specifik ledningsförmåga, vattenfärg, permanganatförbrukning, syrehalt och siktdjup, medan data över de större konstituenterna (Ca, Mg, Na, K, HCO_3 , SO_4 och Cl) samt fosfor- och kvävekomponenterna var få. Jämförelser mellan data från undersökningarna 1956-66 och data från äldre undersökningar visade, att markanta skillnader förekom och att det fanns en tendens till successiv förändring.

En undersökning genomfördes i september 1967 för att få kännedom om den rådande kemiska sammansättningen och söka klarlägga eventuella förändringar. De av Lönnerblad 1928 undersökta sjöarna (Lönnerblad 1931) valdes som objekt. Undersökningen var från början avsedd att bli tvåårig, men uppgifter om kemiska förändringar i nederbörd och flodvatten (Odén 1968) och resultatet från en undersökning av skånska sjöar (Andersson 1968) visade, att förändringar även förekom inom andra områden och att problemet syntes vara av storskalig, regional karaktär. Antalet undersökta variabler utökades därför, och förändringarna har följts upp med provtagning i tio sjöar en gång varje sommar med undantag för 1970. Undersökningarna har under åren 1971, 1972 och

1978 utvidgats till att omfatta även sjöar i västra och östra delen av Sydsvenska höglandet, vilka 1960 var föremål för en växtekologisk studie (Malmer 1961). På grund av att programmet successivt utvidgats och hela tiden bedrivits som ett biprojekt, har en viss oenhetlighet och ofullständighet inte kunnat undvikas. Sålunda finns mindre olikheter i provtagnings- och analysmetodik, och tyvärr har inte fosfor- och kvävekomponenterna kunnat analyseras genomgående.

Målsättningen har varit:

1. att så noggrant som möjligt bestämma de kemiska förhållandena i sjöar inom Sydsvenska höglandets centrala delar
2. att med utgångspunkt från erhållna resultat göra jämförelser med äldre data för att klarlägga eventuella förändringar och om möjligt deras orsak
3. att insamla ett material, som skall kunna ligga till grund för ett regelbundet återkommande undersöknings- och kontrollprogram.

Det hade varit värdefullt om sjöarnas organismförhållanden, framför allt i kvantitativt hänseende, kunnat studeras synkront med den vattenkemiska undersökningen, men detta har tyvärr inte varit möjligt. Håvprov av plankton har dock i regel insamlats och finns arkiverade vid Limnologiska institutionen, Lund. Analyser har några år utförts av klorofyll och organiskt kol i sestonfraktionen, närmast för att försöka finna en kemisk metod att kvantifiera mängden plankton (rättare seston).

UNDERSÖKNINGSOMRÅDEN OCH SJÖKARAKTERISTIK

Ett flertal av nedan lämnade uppgifter är hämtade ur Atlas över Sverige.

Aneboda-området (centrala området)

Aneboda-området är beläget i södra Sverige, centralt på Syd-

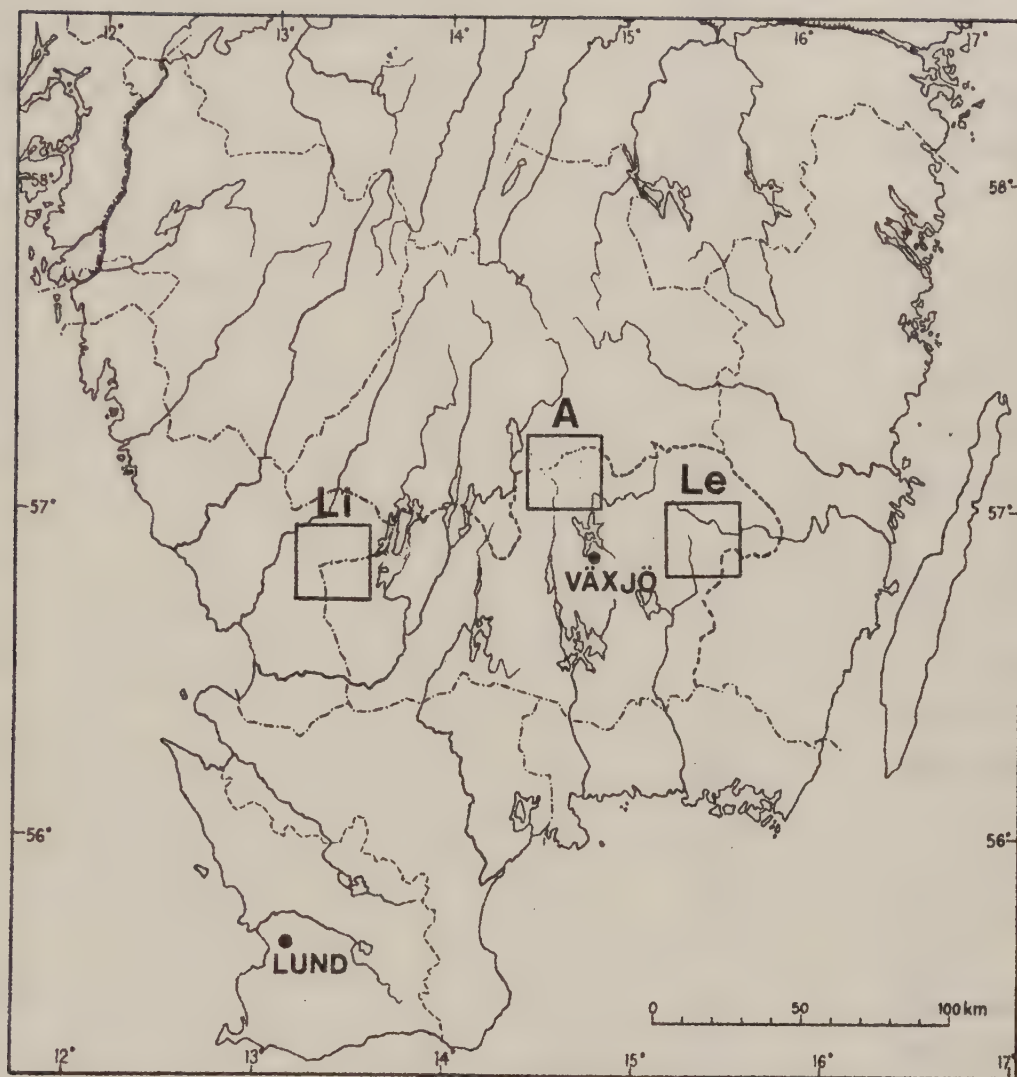
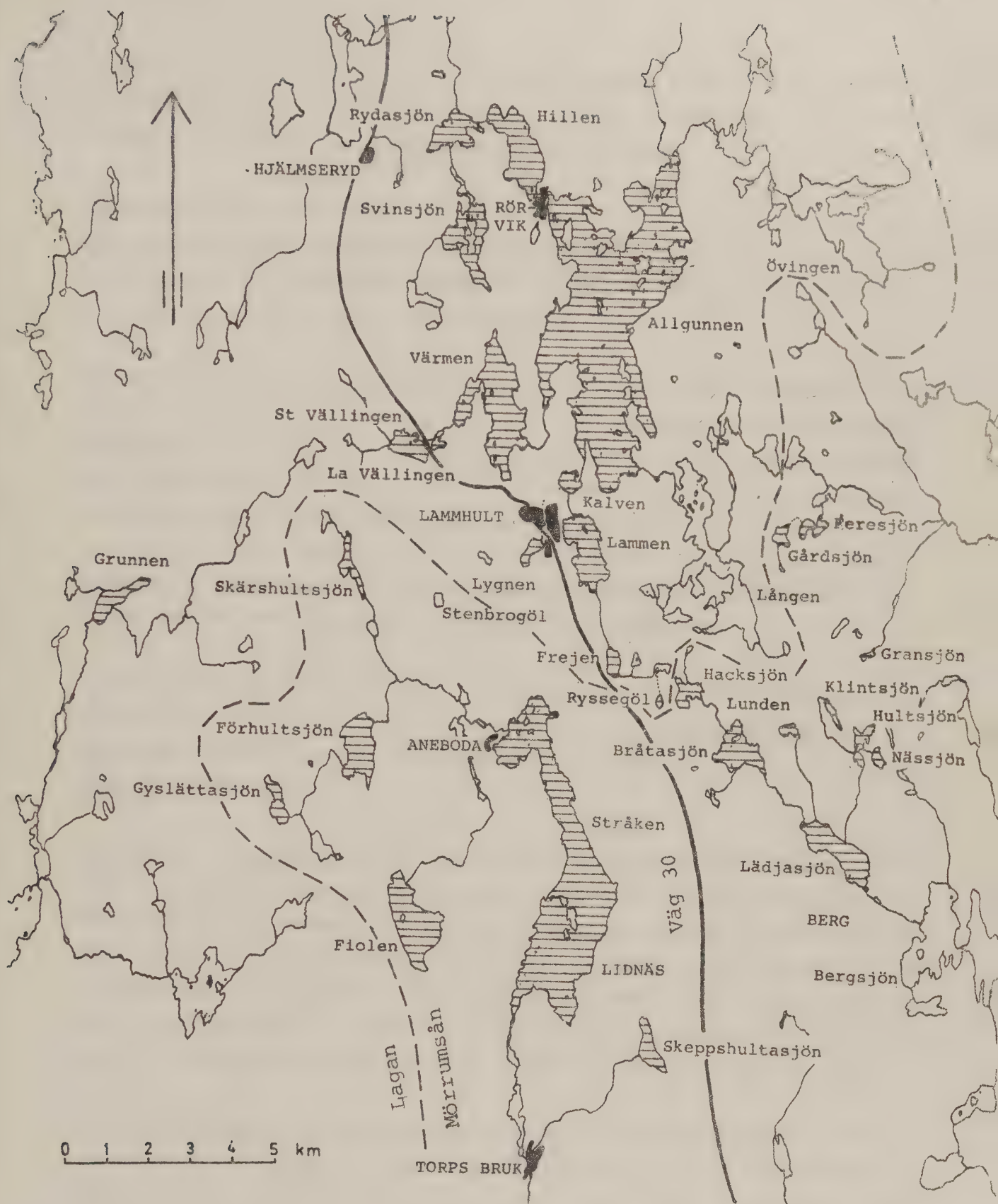


Fig 1. Översiktskarta över undersökningsområdenas belägenhet.
 A = Aneboda-området (= centrala området)
 Li = Lidhults-området (= västra området)
 Le = Lenhovda-området (= östra området).

Sjö	Areal km ²	Största kända djup m	Höjd över havet m	Vattendrags-system
Allgunnen	14,1	36	205	Lagan
Bråtasjön	0,8	5	205	Mörrumsån
Feresjön	0,2	15	225	Mörrumsån
Fiolen	1,6	10	226	Mörrumsån
Frejen	0,2	2	207	Lagan
Förhultsjön	1,1	6	215	Mörrumsån
Gransjön	0,1	4	251	Mörrumsån
Grunnen	0,4	5	181	Lagan
Gyslättasjön	0,3	9	226	Mörrumsån
Gårdsjön	0,1	6	230	Mörrumsån
Hacksjön	0,3	7	212	Mörrumsån
Hillen	1,7	14	205	Lagan
Hultsjön	0,2	11	222	Mörrumsån
Kalven	0,2	1	206	Lagan
Klintsjön	0,1	18	232	Mörrumsån
Lammen	1,2	3	206	Lagan
Lunden	0,1	5	241	Mörrumsån
Lygnen	0,1	1	207	Lagan
Lädjasjön	1,1	4	183	Mörrumsån
Nässjön	0,1	4	222	Mörrumsån
Rydasjön	0,7	3	204	Lagan
Ryssegöl	0,1	3	-	Lagan
Skeppshultasjön	0,3	3	207	Mörrumsån
Skärshultsjön	0,4	13	206	Mörrumsån
Stråken	8,2	12	185	Mörrumsån
Svinsjön	1,4	3	206	Lagan
Lilla Vällingen	0,1	3	206	Lagan
Stora Vällingen	0,4	16	206	Lagan
Värmen	2,7	9	206	Lagan

Tabell 1. De 29 undersökta Aneboda-sjöarna.



Figur 2. Karta över Aneboda-områdets sjöar med undersökta sjöar streckmarkerade. Länsväg 30 och vattendelaren schematiskt inlagda.

svenska höglandet (Fig 1), mellan latitud $57^{\circ}03'$ N och $57^{\circ}20'$ N och mellan longitud $14^{\circ}24'$ E och $14^{\circ}43'$ E. Området är ca 450 km^2 stort och avvattnas av Lagan och Mörrumsån.

Terrängen är flack och landytan ligger mellan 175 och 300 m ö h. De undersökta sjöarnas höjd över havet varierar mellan 181 m och 251 m (Tab 1). Området ligger över högsta kustlinjen, men en del av det har varit täckt av isdämda sjöar.

Berggrunden består av smålandsgranit, smålandsporfyr och i väster av gnejs. Bergarterna har ett ogynnsamt-mycket ogynnsamt inflytande på markens bördighet. Området hänförs med avseende på jordarter till den sydvästra delens rena moränområde inom Sydsveriges moränområde. Av arealen upptas 70 % av morän, 15 % av myr, 7 % av sjöar och 5 % av kalt berg. Isälvsgrus, sand och lera förekommer i mycket liten utsträckning. Området kan från geologisk synpunkt betraktas som enhetligt.

Området är glest befolkat, 5-20 invånare/ km^2 , och huvudsakligen förekommer jordbruksbebyggelse. Barr- och blandskog är dominerande naturtyp. Två tätorter finns: Lammhult (1900 inv) och Rörvik (700 inv).

Områdets nederbörd uppgår till 650-700 mm per år, varav 22,5 % faller som snö. Nederbördsrikaste månad är normalt augusti. Meteorologiska observationer utförs inte längre i Aneboda, varför värden från Toraliden (17 km NO Aneboda) och Rörvik (13 km N Aneboda) har använts. Nederbörden är där i medeltal (1949-78) 663 resp 687 mm/år (Fig 3). Årets medeltemperatur är i området ca 6°C och sjöarna är i regel islagda 120-140 dagar per år.

Vattenföringen vid Allgunnen (Fig 2) avflöde (Rörvik) mäts sedan 1907 av SMHI. Medelvattenföringen är $1,3 \text{ m}^3/\text{s}$ och den specifika avrinningen $8,1 \text{ l/s} \cdot \text{km}^2$ (1907-75). Tryselius (1971) uppger ca $9 \text{ l/s} \cdot \text{km}^2$ för området.

Sjöarna är jämnt fördelade inom området (Fig 2) och uppgifter

om deras areal, höjd över havet och största kända djup är sammanställda i Tabell 1. Områdets sjöar är i opåverkat tillstånd oligotrofa. En markant eutrofiering på grund av utsläpp av avloppsvatten har drabbat Kalven och Lygnen. Mindre eutrofieringseffekter orsakade av sänkning, smärre utsläpp av avloppsvatten och påverkan från jordbruk är märkbara i några sjöar. Flera av sjöarna har sänkts under 1800- och 1900-talet. Sänkningens omfattning är oftast okänd, men tycks endast undantagsvis ha överstigit en meter. Störst verkan synes den ha fått i Bråtasjön och Skeppshultasjön. Förhultsjön och Stråken är reglerade med en tillåten regleringsamplitud på 1,2 m i båda sjöarna. Ryssegöl kalkades på våren 1963. Dikningar av skogs-, myr- och åkermark har pågått under lång tid men i större omfattning under tiden närmast före och efter sekelskiftet, samt under 1960-talet.

Detaljerade beskrivningar beträffande en del sjöars vegetation finns hos Blomgren & Naumann (1925), Thunmark (1931), Malmer (1960, 1961) och Björk (1967). En allmän karakteristik av litoralvegetation och fytoplankton följer nedan.

Litoralvegetationen är i regel gles och kvantitativt dåligt utvecklad. Vassbildande arter är *Phragmites australis*, *Schoenoplectus lacustris*, *Equisetum fluviatile* och *Carex rostrata*. Bland graminiderna förekommer vidare *Carex lasiocarpa* och *Eleocharis palustris* allmänt, medan *Glyceria fluitans* är mindre allmän. Dominerande påvattensväxter är *Nuphar luteum*, *Nymphaea alba* och *Potamogeton natans*. I många sjöar förekommer *Sparganium friesii*. *Polygonum amphibium* är endast iakttagen i Stråken och *Nymphoides peltata* är införd i Frejen. Bland undervattensväxterna är *Myriophyllum alterniflorum* allmän. Isoetidvegetationen är välutvecklad utom i de mest humösa sjöarna. I flera oligo-humösa sjöar, exempelvis Fiolen och Förhultsjön, förekommer täta mattor av framför allt *Isoetes lacustris* och *Lobelia dortmanna*.

Vegetationens kvalitativa sammansättning ger en bild av sjöarnas trofistatus. Oligotrofiindikerande arter som *Lobelia dortmanna* och *Sparganium friesii* är vanliga i områdets sjöar, medan

eutrofiindikerande arter är sparsamt förekommande. *Typha latifolia* har iakttagits i Kalven och Stråken och *Glyceria maxima* i Kalven.

Beträffande Aneboda-sjöarnas plankton finns uppgifter hos Naumann (1917), Gessner (1934), Thunmark (1945), Kristiansen (1969) och Cronberg & Kristiansen (1980). Fytoplanktonsamhällena karaktiseras under sommaren av rikedom på diatoméer, chrysophycéer och desmidéer. Blom av blågrönalger i liten omfattning kan kortvarigt förekomma. Endast i Kalven, Lygnen och Hillen har riklig förekomst av blågrönalger (*Microcystis* och *Anabaena*) observerats.

Lidhults-området (västra området)

Undersökningsområdet är beläget i västra delen av Sydsvenska höglandet nära Lidhult, på gränsen mellan Hallands och Kronobergs län (Fig 1). Terrängen är flack, sjöarna ligger mellan 149 och 181 m ö h och avvattnas till Lagan, Fylleån och Nissan. Geologiska och klimatologiska förhållanden överensstämmer med Aneboda-områdets. Nederbörden är dock högre (i medeltal 800-1000 mm/år) och den specifika avrinningen ca $14 \text{ l/sek} \cdot \text{km}^2$ (Tryselius 1971). Inslaget av myrar (högmossar) är stort, speciellt söder om Lidhult. Sjöarna är grunda och många har humöst vatten. Närmare upplysningar om deras belägenhet och vegetation lämnas av Malmer (1961).

Lenhovda-området (östra området)

Området ligger i östra delen av Sydsvenska höglandet, norr och söder om Lenhovda (Fig 1). Sjöarna ligger 221-345 m ö h i ett flackt område och avvattnas till Alsterån, Lyckebyån och Ronnebyån. Områdets geologiska och klimatologiska förhållanden överensstämmer mycket med Aneboda-områdets men med följande undantag. Berggrunden utgörs av mycket mager porfyr och smålandsgranit med mycket ogynnsamt inflytande på markens bördighet. Nederbörden är också lägre (550-600 mm/år) och den specifika avrinningen ca $8 \text{ l/sek} \cdot \text{km}^2$ (Tryselius 1971). Samtliga sjöar är grunda och relativt humösa. Sjöarnas vegetation och belägenhet har beskrivits av Malmer (1961).

METEOROLOGISKA OCH HYDROLOGISKA FÖRHÅLLANDEN

Allmänna meteorologiska och hydrologiska förhållanden har tidigare beskrivits för Aneboda-området (sid 8), Lidhults- och Lenhovda-området (sid 10). De betydande avvikelser från normalförhållandena, som beträffande nederbörd och avrinning förekommit under vissa år under perioden 1928-78, behandlas nedan.

Nederbörden 1927-29 var i Aneboda-området nära normal, men ovanligt kalla somrar resulterade i högt vattenstånd och hög avrinning (Fig 3). Under 1930-talet, då flera vattenkemiska undersökningar genomfördes i Aneboda-sjöarna, var avrinningen låg till följd av låg nederbörd. Nästa längre torrperiod inföll under 1970-talet. Den period (1966-78) författaren undersökt Aneboda-sjöarna inleds med hög nederbörd och vattenföring, varefter en serie varma och nederbördsfattiga år under början av 1970-talet ger låg medelavrinning. Mellan 1945 och 1965 förekom inga större fleråriga fluktuationer av nederbörd och avrinning. Observera dock den låga nederbörden och avrinningen 1959/60 som efterföljdes av två nederbördsrika år (Fig 3).

Samma avrinningsmönster som i Aneboda-området (Allgunnen) kännetecknar Lenhovda-området. I västra delen av Sydsvenska höglandet (Lidhults-området) var avrinningen (mätt i Fylleån vid Simlängen) mer normal under 1970-talet och avrinningen 1960, 1972 och 1978 av samma storleksordning.

En tydlig förändring av nederbördens kemiska sammansättning i Sydsverige inträffade under perioden 1955-65. En sänkning av pH inföll 1956-57 och svaveldepositionen ökade markant 1960-65 (Fig 4). Under perioden 1965-78 har nederbördens sammansättning med avseende på hydronium- och sulfatinnehåll varit i stort oförändrad. Observera att Figur 4 endast återger våtdepositionen. Därutöver förekommer en torrdeposition av svavel som är svår att kvantifiera, men som 1974-76 för Sydsverige beräknats vara lika stor som våtdepositionen, d v s ca 1 mg S/m^2 (OECD 1979).

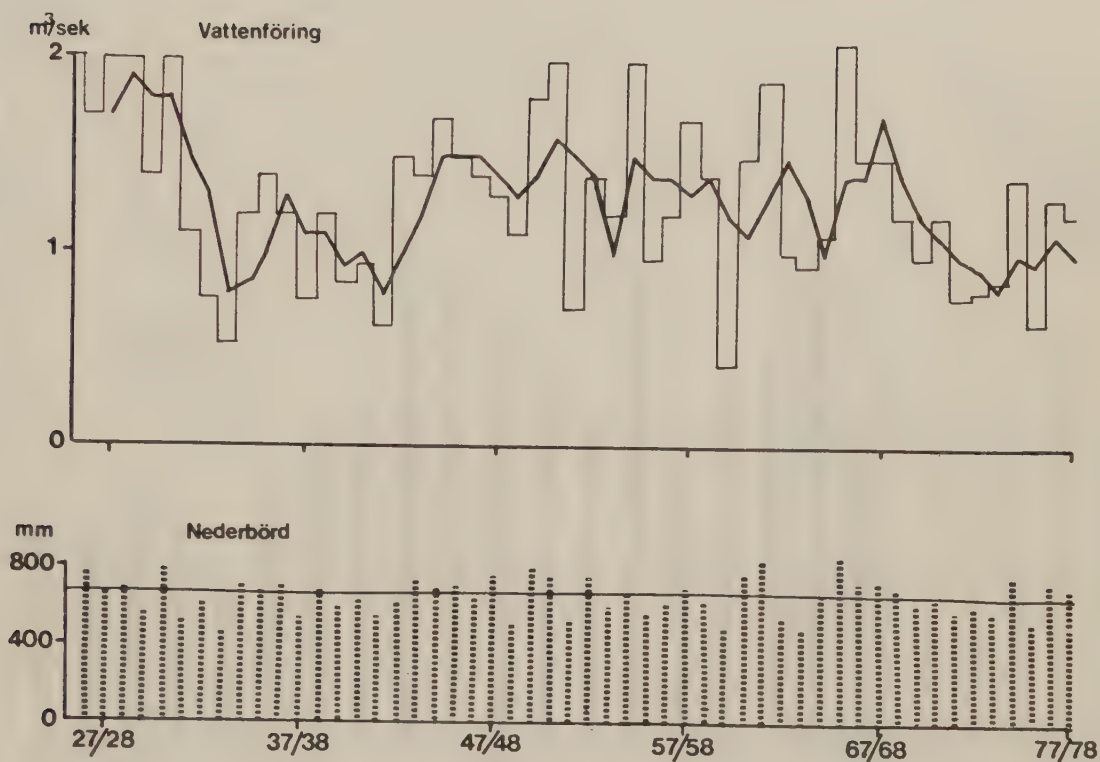


Fig 3. Medelvattenföring vid Allgunnens avflöde vid Rörvik och nederbörden vid Toraliden (17 km NO Aneboda) 1926/27 - 1977/78. Data från SMHI, Norrköping. Datamaterialet har omgrupperats så att vattenföring och nederbörd anges för perioden 1.7 - 30.6, d v s budgetåret närmast före provtagningen på sensommaren.

Vattenföring (m^3/sek): Årlig medelvattenföring (tunna staplar) och rullande 3-årsmedelvärde (grov linje).

Nederbörd (mm/år): Årsnederbörd (streckad linje) och medelnederbörd 1927/28 - 1977/78 (heldragen linje).

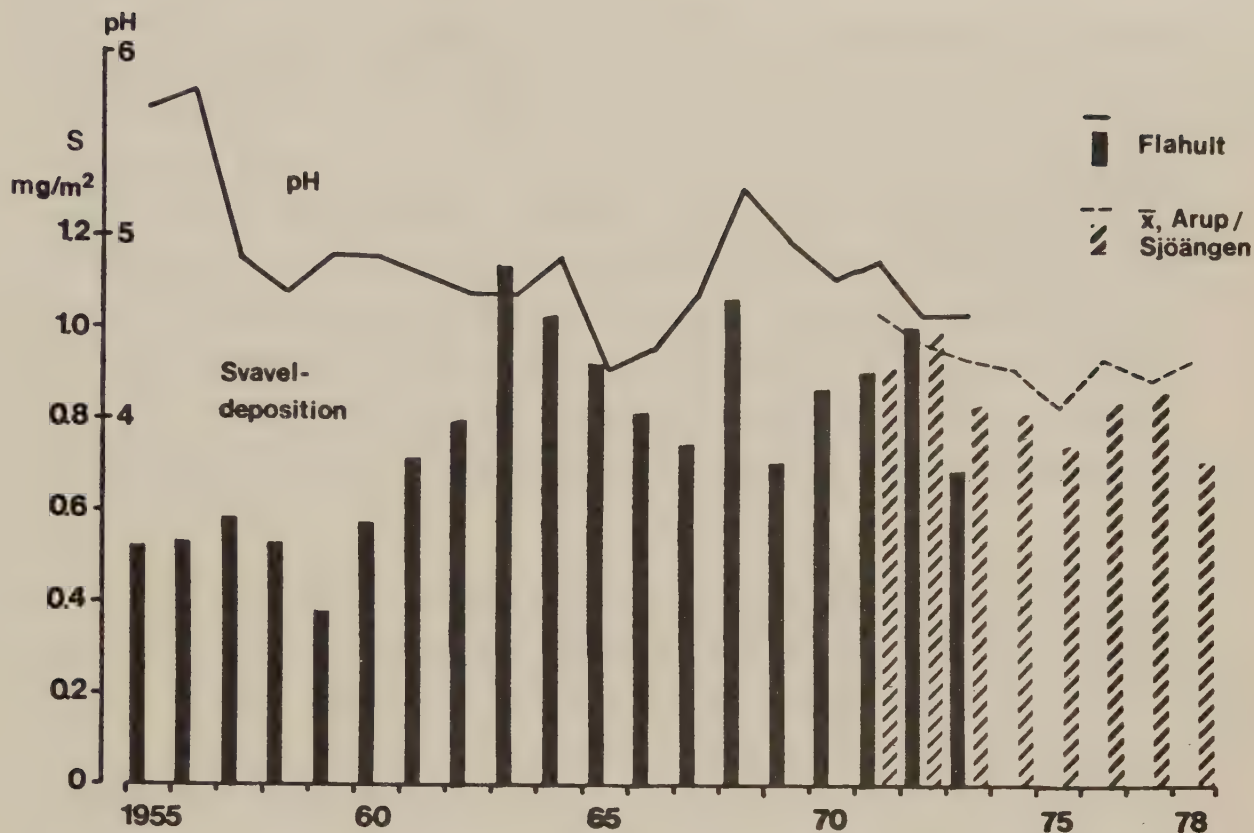


Fig 4. Nederbördens pH och våtdepositionen av svavel över Sydsvenska höglandet. Förhållandena illustreras med data från Flahult (S Jönköping) och efter denna stations nedläggning med medelvärden från Arup (N Hörby, Skåne) och Sjöängen (beläget mellan Vänern och Vättern).
 pH = årsmedelvärden av månadsinsamlingar.
 Svaveldeposition = årlig våtdeposition (mg/m^2).
 Data från Meteorologiska institutionen, Stockholms universitet.

METODIK

Provtagningsmetodik och förbehandling

Vattenprov har som regel tagits från båt pelagialt i sjöarna. Undantag utgör serien från september 1967 och ett fåtal prov från 1968 till 1978, vilka tagits litoralt. Härvid har provet tagits så långt ut från stranden som möjligt och på en plats vald så att vattenprovet bedömts vara representativt för den pelagiala vattenmassan. Vid vertikalprovtagningarna 1969 och 1974 har vattenhämtare använts, medan vid provtagning av ytvatten flaskorna doppats ned och fyllts på 0,2 m djup. 1971 och 1977 har insamling av vattenprov samt mätning av temperatur och siktdjup i en del sjöar gjorts i regi av Länsstyrelsen i Växjö.

Prov för analys av fosfor och kväve togs 1968 i plastflaskor och förvarades djupfrysta tills analys kunde ske. Från och med 1969 användes glasflaskor och vattnet fixerades i fält med 1 ml 4 % sublimatlösning. Vatten för analys av övriga faktorer har tagits i plastflaskor.

Som regel har följande arbetsmoment utförts på provtagningsdagens kväll på laboratoriet i Aneboda: Bestämning av pH, konduktivitet, vattenfärg och alkalinitet samt filtrering av vatten för analys av de större konstituenterna.

Övriga faktorer har analyserats på Limnologiska institutionen i Lund, där proven förvarats i kyla tills analys kunnat ske.

Kvalitativa håvplanktonprov (maskstorlek 45 μ m) har insamlats vid alla provtagningsomgångarna, med undantag för 1967.

Analysmetodik

Temperaturen har mätts med kvicksilvertermometer graderad i tiondels $^{\circ}$ C.

Siktdjupet har bestämts med en Secchiskiva (diam 25 cm). 1969 användes cyklopöga medan bestämningen övriga år gjorts utan användande av någon form av vattenkikare.

pH har mätts potentiometriskt med pH-meter (Beckman N eller Radiometer pH M29).

Konduktiviteten har bestämts med en platiniserad mätcell ansluten till en Wheatstonebrygga (Cambridge Conductivity Bridge). Cellkonstanten har efter noggrann bestämning kontrollerats regelbundet. Temperering till temperatur nära 20°C har eftersträvat, men har inte alltid varit möjlig. Mätningarna har med få undantag utförts inom temperaturområdet 15-20°C och sedan omräknats till 20°C. För att undvika omfattande omräkningar och för att underlätta jämförelser med resultat från andra försurningsstudier, har den äldre enheten $\mu\text{S}_{20}/\text{cm}$ bibehållits. Konduktivitetsvärdena från 1975 har vid efterkontroll befunnits vara 5-7 enheter för låga. Dessa värden har utelämnats vid regressions- och medelvärdesberäkningar.

Kalcium och magnesium har bestämts med atomabsorptionsspektrofotometer (Perkin-Elmer modell 303). För att eliminera interferens från fosfat, sulfat och aluminium har lantan och saltsyra tillsatts (Willis 1961, Fishman 1966).

Natrium och kalium har vanligen bestämts med en Eppendorf flammfotometer. Prov och standardlösningar har tillsatts cesium och aluminium för att eliminera interferens mellan metallerna sammellan och från kalcium (Jönsson 1964). 1974 har analysen gjorts på atomabsorptionsspektrofotometer (Perkin-Elmer modell 303) med tillsats av enbart cesium.

Alkaliniteten har bestämts genom titrering med 0,01 M saltsyra under kvävgasgenombubbling och med SBV-indikator enligt Berger (Karlgren 1962). Blindvärde har avdragits.

Sulfat har bestämts enligt Mackereth (1955) med jonbyttarteknik

och titrering med 0,01 M NaOH.

Klorid har bestämts potentiometriskt med ett Metrohm Titriskop E 366 eller Radiometer Titrator 11 i huvudsak enligt Karlgren (1962). Silverelektrod med AgCl-beläggning och 0,05 M AgNO₃ har använts.

Summa an- resp katjoner och ekvivalentprocent har beräknats enbart på halterna av de större konstituenterna. Ej förorenat vatten från småländska sjöar har sommartid i regel så låga halter av t ex fosfat, nitrat och ammonium att de kan försummas jämfört med halterna av de större konstituenterna. Utförda analyser av fosfor- och kvävekomponenter styrker också detta. Inte heller har vätejoner medtagits.

Samma analysmetodik och analysutrustning har använts för makrokonstituent under perioden 1967-78 med undantag för natrium och kalium där metoden växlat. 1966-68 testades analysmetoderna för makrokonstituent med lösningar i olika spädning av "standard composition" (Rodhe 1949). Precisionen är genomgående mycket god och spridningen $\pm 5\%$ eller lägre.

Målsättningen har varit att hålla differensen mellan an- och katjonsummorna lägre än 5 %. Detta har med få undantag kunnat uppfyllas och vanligen har differensen varit lägre än 2-3 %. Vid de låga halter (<10 mekv/l) av kalium och alkalinitet som förekommer i en del sjöar, är givetvis osäkerheten större. Kalcium (och i viss mån natrium vid atomabsorptionsanalys) har varit den variabel som oftast givit felaktiga resultat och blivit föremål för förnyad analys. Vid efterkontroll av analysresultaten finns en misstanke att halterna av kalcium (1974) och natrium (1974) är ca 5 % för höga. Makrokonstituentanalysen av Klintsjövattnen 1978 är felaktig och värdena har utelämnats. Därför ingår endast 28 sjöar i redovisningen i Fig 12a - 18a.

Kisel har bestämts som molybdatreaktivt kisel på filtrerat vatten (pappersfilter) och analyser har utförts på Technicon Auto-Analyser.

Totalfosfor har analyserats enligt Murphy & Riley (1962) efter sur uppslutning enligt Menzel & Corwin (1965). Till och med 1973 har analysen utförts manuellt och därefter med viss modifiering på autoanalyser (Technicon).

Nitratkväve (inkl nitritkväve) har bestämts efter reduktion av nitrat till nitrit (Wood et al. 1967). Från och med 1974 har analysen utförts automatiskt (Technicon Auto-Analyser).

Kjeldahl-kväve har bestämts på ofiltrerat prov och från och med 1974 har Technicon Auto-Analyser använts.

Vattenfärg har bestämts i en Hellige-komparator med standardfärgskivor. Prov med vattenfärg större än 80 mg Pt/l har späts.

Om intet annat anges, avser redovisningen data insamlade från sommaren (juni-september). Medelvärden har beräknats som aritmetiska medelvärden och regressionslinjer med minsta kvadratmetoden. Signifikansnivån för regressionslinjens lutning i förhållande till x-axeln eller linjen $y=x$ har testats med t-test. Beträffande pH har beräkningarna gjorts på vätejonkoncentrationen där detta anges, i övrigt på pH-värden.

MATERIAL

Huvuddelen av redovisningen grundas på material insamlat vid undersökningar 1966-78 av författaren och kolleger vid Limnologiska institutionen i Lund. Jämförelser har gjorts med äldre material och utgångspunkt för val av sjöar i Aneboda-området har varit Lönnerblad (1931). 29 av de 31 sjöar som Lönnerblad undersökte 1928, har medtagits (Fig 2). Två sjöar, Norra Skärhultssjön och Stenbrogöl, har utelämnats då det är oklart vilka sjöar Lönnerblad avsåg. Lönnerblad har för några sjöar använt äldre namn. Bråtasjön kallades tidigare Bråten, Rydasjön kallades Västersjön och Lilla och Stora Vällingen kallades Lilla och Stora Bodarydssjön. Nässjön kallas på moderna kartor även Sturskasjön. De 29 sjöarna har undersökts 1967, 1968, 1971 och 1978. Åren 1972-77 har prov tagits i nio av "Lönnerblads sjöar" (Allgunnen, Fiolen, Frejen, Förhultsjön, Gyslättasjön, Gårdsjön, Skärshultsjön, Stråken och Värmen) samt i Lången och Skärilen (ö Aneboda).

Som huvudsakliga källor för äldre jämförelsematerial beträffande pH och konduktivitet har följande arbeten använts: Lönnerblad (1931), Gessner (1934), Thunmark (1937), Ohle (1940), Åberg & Rodhe (1942), Malmer (1960, 1961) och Björk (1967). Enstaka värden har tagits från en rad andra publicerade arbeten, som utförts i Aneboda-området och från arkiverade analysprotokoll ur S Thunmarks efterlämnade handlingar. Opublicerade analysdata har tacksamt mottagits från B Berzins, S Björk, P-H Enckell, B Falk och C Gelin.

De första analyserna av makrokonstituenten i Aneboda-området gjordes 1957-60 (Malmer 1960, 1961). Komplettering har gjorts med material från Björk (1967) och T Ahl (opublicerat). Beträffande siktdjup, fosfor och kväve har komplettering gjorts med material som insamlats i regi av Länsstyrelsen i Kronobergs län (U Lettevall).

Studien har vidgats geografiskt vid några tillfällen och 1972 och 1978 undersöktes de vattenkemiska förhållandena i de 18 sjöar i västra och östra delen av Sydsvenska höglandet (Fig 1) som 1960 undersöktes av Malmer (1961). Från några av sjöarna finns äldre uppgifter om pH, konduktivitet och siktdjup (Thunmark 1937, 1948). Analys har genomförts på alla 18 sjöarna, men fem sjöar i västra och tre sjöar i östra delen har utelämnats i redovisningen p g a lokal påverkan (kalkning, vägsalt) eller extremt hög humushalt (>100 mg Pt/l), vilket försvårat tolkningen. I redovisningen medtages resultat från följande sjöar i västra delen. Hallasjön, Kvarnsjön, Sävsjön, Torserydssjön och Örsjön samt från östra delen: Björnsjön, Hedasjön, Losjön (Lake 757 at Sjönäs), Sandsjön och Visjön.

Jämförelser mellan äldre och yngre data erhållna med olika metodik erbjuder alltid problem. Bestämning av pH i Aneboda gjordes fram till cirka 1950 kolorimetriskt och humösa vatten kan ha varit svåranalyserade. Spridningen i sjöarnas pH i materialet från 1920-1940 var mycket liten (jfr Fig 6), vilket kan tyda på metodikbegränsningar. Av Lönnerblad (1931) och Thunmark (opubl data) framgår emellertid tydligt, att den kolorimetriska metodiken tillät registrering av pH i ett mycket vidare pH-intervall. Ohle (1940) använde 1934 potentiometer och hans värden låg genomgående något lägre än vid tidigare undersökningar.

Beträffande konduktivitetsanalysen utförde flera limnologer (bl a Lönnerblad) egenhändig kontroll och bestämning av cellkonstanten medan andra (bl a Thunmark) överlät detta till kemister. Ingen misstanke om systematiska analysfel föreligger och det är sannolikt att även de äldsta värdena är tillförlitliga. Metodik vid tidigare bestämning av makrokonstituenten framgår av Malmer (1960) medan Ahl (opublicerade värden) använde metodik enligt Karlgren (1962).

Uppgifter om nederbördens och avrinningens storlek har erhållits från SMHI, Norrköping och nederbördskemiska uppgifter från Meteorologiska institutionen, Stockholms universitet.

RESULTAT

pH

Flertalet sjöar på Sydsvenska höglandet har naturligt en låg buffertkapacitet och är därigenom känsliga för förändringar av nederbördens och tillrinnande vattens vätejonskoncentration. Vid jämförelser med äldre värden föreligger allmänt en viss svårighet att bedöma betydelsen av funna skillnader, eftersom man måste beakta olikheter i analysmetodik och naturliga variationer under dygnet, vid olika väderleksförhållanden och mellan olika årstider. Dygnsfluktuationerna beträffande pH är små i lågproduktiva sjöar. Fluktuationerna under året har en regelbunden rytm med högre pH under sommaren och lägre värden höst-vår (Fig 5). Sjöar som har en längre uppehållstid för vattnet (typ Fiolen) har minst pH-variation. I sjöar med kortare uppehållstid (typ Stråken) är årsfluktuationerna större och än mer markerade är de i sjöar med mycket kort uppehållstid och belägna högt upp i vattensystemen (typ Skärshultsjön, Frejen). I försurade sjöar där buffertkapaciteten är helt förbrukad (typ Gyslättsjön) är pH-variationen liten och kolsyrasystemets betydelse för pH-regleringen av underordnad betydelse. Mest stabila pH-förhållanden råder i flertalet sjöar under sommaren (Fig 5) och jämförelser med äldre data grundar sig på värden enbart från perioden juni-september.

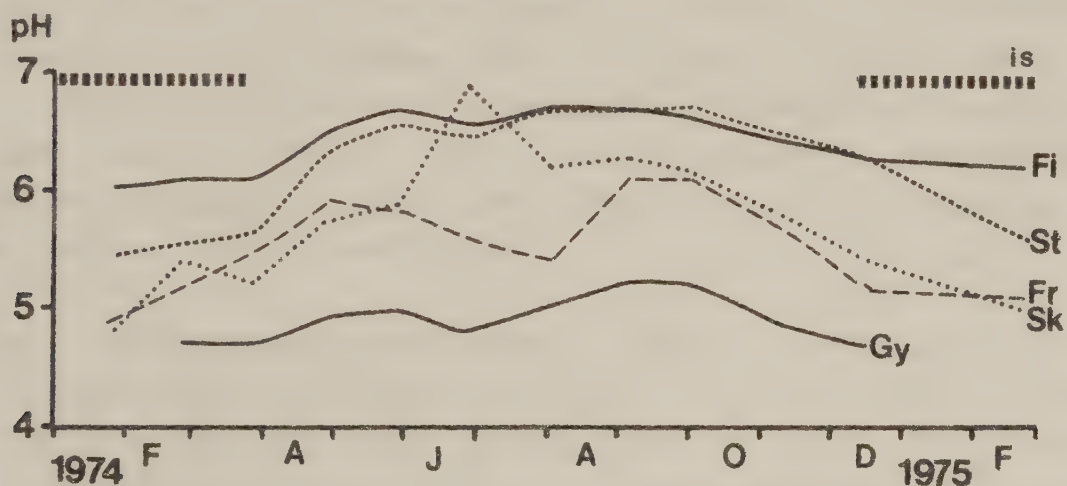


Fig 5. Variation av pH i ytvattnet (1 m) i fem Anebodasjöar under 1974. Fi = Fiolen, St = Stråken, Fr = Frejen, Sk = Skärshultsjön, Gy = Gyslättsjön.

I djupare sjöar förekommer under stagnationsperioderna vertikala pH-gradienter och i starkt skiktade sjöar kan de vara betydande (Tab 2). De jämförelser som redovisas avser förhållanden i epilimnions övre del (provtagningsdjup 0,2 - 1 m).

Djup m	Sjö och provtagningsdatum							
	F I O L E N				S K Ä R S H U L T S J Ö N			
	27.2	30.4	2.8	7.11	26.2	29.4	1.8	8.11
1	6,1	6,5	6,7	6,4	5,4	5,8	6,2	5,8
3	6,1	6,5	6,7	6,5	5,5	5,7	6,1	5,8
5	5,9	6,5	6,7	6,5	5,6	5,6	5,8	5,8
7	5,7	6,5	6,7	6,4	5,5	5,6	5,6	5,8
9	5,3	6,5	6,7	6,5	5,5	5,5	5,6	5,8
11	-	-	-	-	5,5	5,6	6,1	5,8
13	-	-	-	-	6,4	5,7	6,3	5,8

Tabell 2. pH på olika nivåer i Fiolen och Skärshultsjön under vintern, våren, sommaren och hösten 1974.

Lönnerblad (1931) var den förste limnolog som i större omfattning genomförde mätning av pH i sjöarna vid Aneboda. Vid hans undersökning 1928 var pH-värdena fördelade inom ett snävt intervall (pH 6,2 - 6,9) och flertalet sjöar hade pH mellan 6,6 och 6,8. Gessner (1934) undersökte 1933 tretton av sjöarna och angav som lägsta och högsta värde 6,2 resp 7,0. Ohle (1940) och Thunmark (1937) uppger värden från 1930-talet mellan 5,8 och 6,6, resp 6,8 och 6,9 (n=5). Det är uppenbart att pH-förhållandena i sjöarna 1928-35 var likartade och att flertalet sjöar hade ett pH mellan 6 och 7.

Femtio år efter Lönnerblads studie - 1978 - var värdena spridda inom intervallet 4,4 och 8,5 (Fig 6). I fyra sjöar hade pH ökat till följd av eutrofiering. Merparten av sjöarna hade oförändrat eller obetydligt förändrat pH och i denna grupp återfinns sjöar med odlad mark i tillrinningsområdet - ofta i nära anslutning

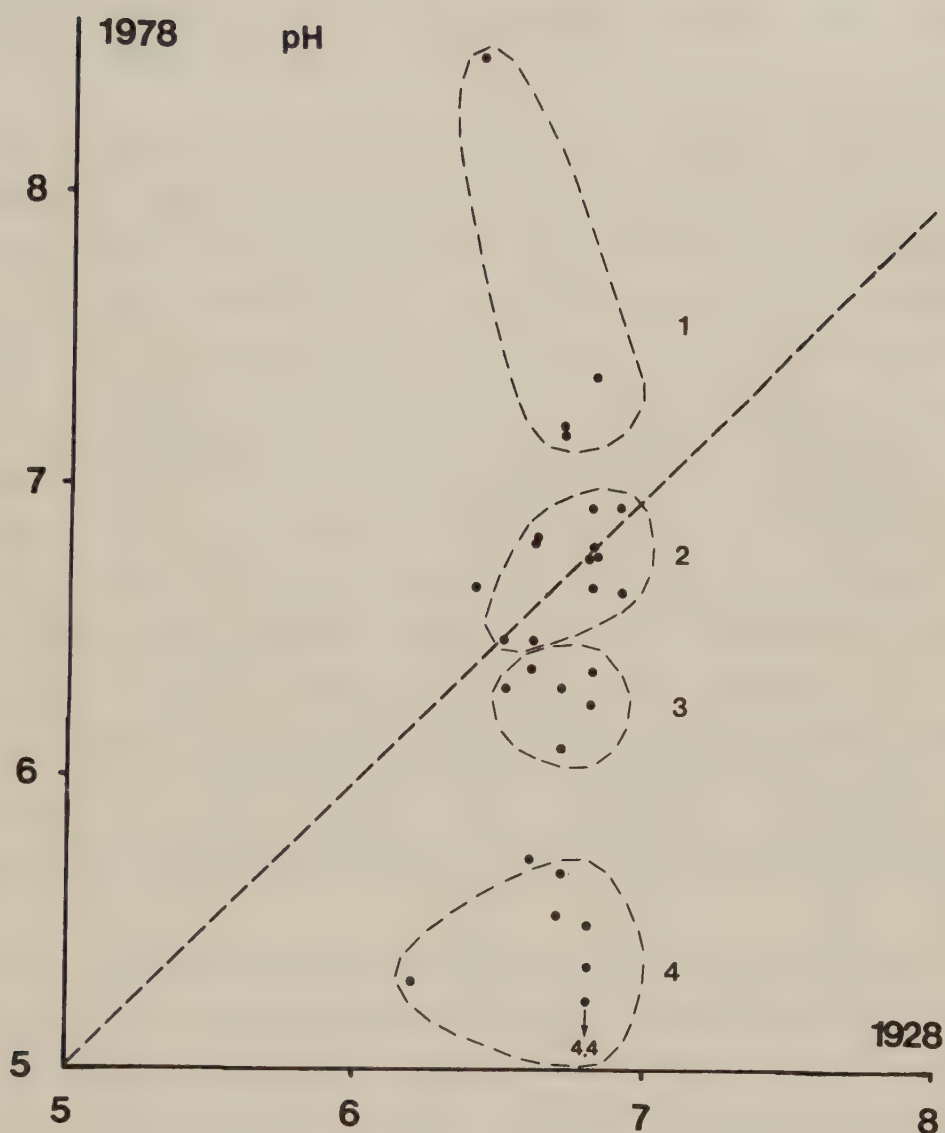


Fig 6. pH i 29 Aneboda-sjöar 1928 och 1978. Sjöarna har indelats i fyra grupper efter typ av förändring.

1. Sjöar med förhöjt pH, orsakat av eutrofiering.
2. Sjöar med oförändrat pH.
3. Sjöar med svag nedgång av pH.
4. Sjöar med tydlig nedgång av pH orsakad av nederbördens försurning.

Resultat från andra år under 1970-talet invägda vid grupperingen av sjöarna.

till sjön. En mindre grupp om sex sjöar visar en svag tendens till försurning och dessa sjöar karakteriseras av liten andel åker (delvis ej i bruk) eller hagmark i tillrinningsområdet. En tydlig försurning (1 - 2 pH-enheter) har ägt rum i sex genuina skogssjöar (Fig 6).

Från fem av sjöarna (Allgunnen, Fiolen, Frejen, Skärshultsjön och Stråken) finns relativt rikligt med pH-uppgifter ($n > 20$) från äldre tid, vilket möjliggör en utvärdering av eventuellt långsiktiga pH-förändringar. Under perioden 1928-78 varierade pH sommartid i Allgunnen mellan 6,6 och 7,4, i Fiolen mellan 6,3 och 7,2 och i Stråken mellan 6,4 och 7,0. pH-förhållandena i dessa sjöar synes vara stabila och någon långperiodig pH-förändring har inte kunnat beläggas. Regressionsanalys på Fiolen-data ger ingen signifikant ändring, även om en tendens till pH-nedgång är skönjbar från mitten av 1950-talet till 1978 (Fig 7). I materialet från Skärshultsjön är däremot tendensen tydligare och enligt regressionsanalysen är förändringen signifikant ($p < 0.001$). Även i Frejen finns en tendens till fallande pH, men nedgången är svårare att belägga eftersom fluktuationerna inom och mellan åren är stora i denna grunda och humösa sjö. I samtliga sjöar uppmättes de högsta pH-värdena under mitten av 1950-talet.

Materialet från övriga sjöar är mindre fullständigt och har inte utnyttjats för regressionsberäkningar. Under perioden 1967-78 har pH-förhållandena varit överraskande stabila och även i sjöar med mycket låg buffertkapacitet (< 10 uekv alkalinitet/l) har pH-värdena från slutet av 1960-talet upprätthållits. I de sjöar som är försurade eller där tendens till försurning finns, synes den största förändringen ha ägt rum under perioden 1955-65.

Jämförelsen grundar sig på värden från sommaren - den ur pH-synpunkt mest gynnsamma perioden - och det är möjligt att förändringen är större under andra delar av året. Äldre värden från andra årstider är tyvärr mycket fåtaliga och det enda material som varit tillgängligt är Lönnerblads pH-mätningar i vertikalprofiler i Fiolen och Stråken vintern 1928 (Lönnerblad

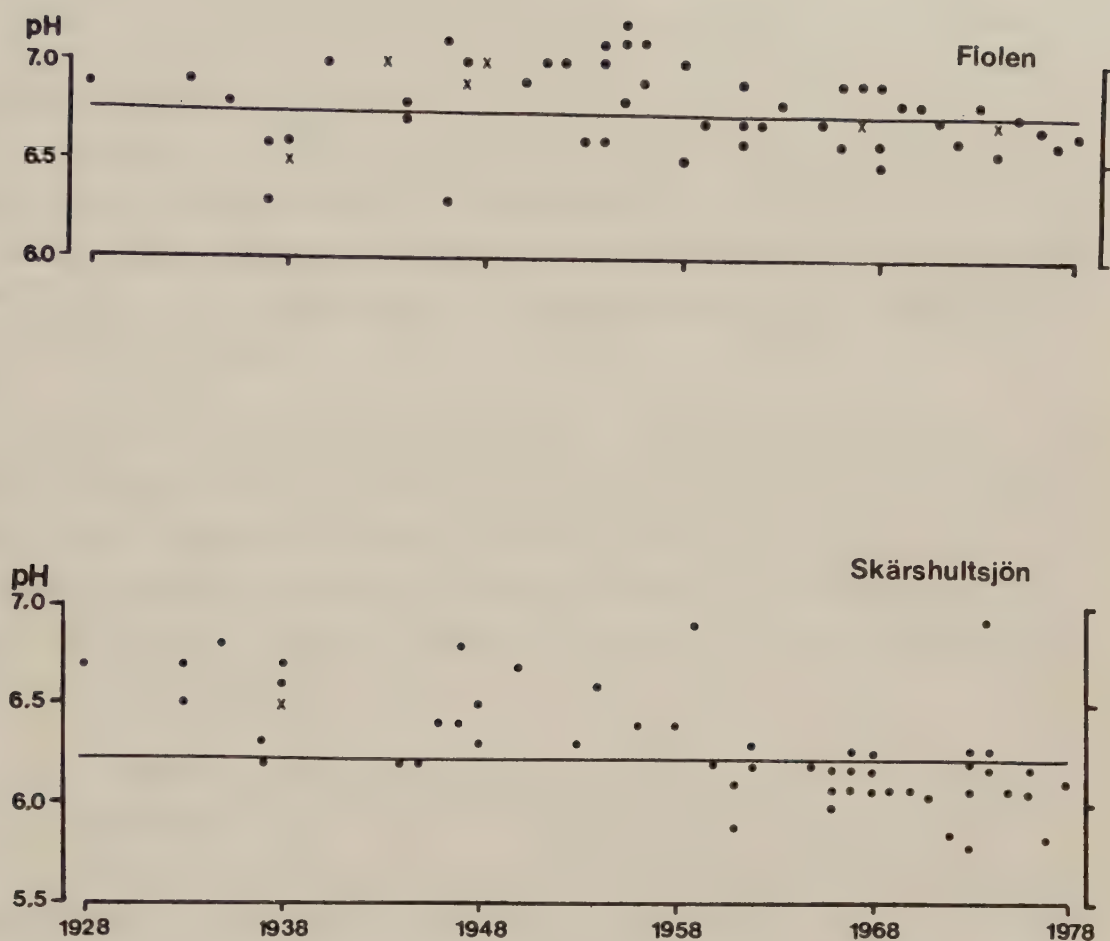


Fig 7. pH sommartid i sjöarna Fiolen och Skärshultsjön. Medelvärden, beräknade på vätejonkoncentrationer, har inritats i figuren. x markerar två värden.
 Fiolen: $\bar{x} = 6,74$ ($n = 62$)
 Skärshultsjön: $\bar{x} = 6,23$ ($n = 54$).
 Regressionsekvation, determinationskoefficient och signifikansnivå för skillnaden mellan regressionslinjens lutning och x-axeln (t-test):
 Fiolen : $y = 4,1 \cdot 10^{-10}x + 1,7 \cdot 10^{-7}$; $r^2=0,00$; $p>0,1$
 Skärshs: $y = 1,4 \cdot 10^{-8}x + 1,6 \cdot 10^{-7}$; $r^2=0,35$; $p<0,001$.
 För Fiolen innebär detta oförändrat pH och för Skärshultsjön en sänkning med drygt 0,5 pH-enheter.

1931). I Fiolen har uppenbarligen en pH-sänkning av omfattningen 0,5 pH-enheter ägt rum från 1928 till 1974 (Fig 8). Under vintern 1974 inföll snösmältningen tidigt och surt dräneringsvatten från sjöns omgivningar skiktades in närmast under isen. I Stråken var pH-förhållandena likartade 1928 och 1969 (Fig 8). pH-förhållandena vintertid i sjöar är starkt beroende av nederbörd och tillrinning under hösten och av tidpunkten för snösmältningen. Det är tänkbart att sådana meteorologiska och hydrologiska förhållanden varit olika under de tre jämförelseåren och därmed påverkat pH-situationen.

Sedan 1971 har provtagning sommartid genomförts årligen i sjön Skärilen (35 km N Växjö). Denna källsjö har ett litet tillrinningsområde som i huvudsak utgöres av skogsmark och ligger i ett av människan relativt opåverkat område (Pettersson 1971). En pH-nedgång om ca 0,5 enheter (från 7,0 till 6,5) har registrerats jämfört med 1950-talet.

Från den i samma område belägna sjön Örken (30 km NNO Växjö) finns pH-uppgifter från 1935 och regelbundna mätningar har utförts sedan 1950 i regi av Klippans Finpappersbruk, Böksholm. Årsmedelvärdena (grundade på månatliga analyser) för perioden 1950 till 1973 varierade mellan 6,6 och 6,9 och ingen tendens till nedgång var märkbar. Regressionsekvationen var

$$y = 3,0 \cdot 10^{-10}x + 2,1 \cdot 10^{-7} \quad (\text{jfr Andersson et al. 1973}).$$

De tio sjöar i västra delen av Sydsvenska höglandet (Lidhultsområdet) som undersöktes av Malmer (1961) hade 1960 relativt lågt pH (5,3 - 6,6; medelvärde 6,0). 1978 var pH i fem av sjöarna likartat och i fem lägre än 1960. Nedgången var i Kvarnsjön, Transjön och Örsjön av storleksordningen 0,5 pH-enheter. En jämförelse med data från 1930-talet visar, att en förurning inträffat redan före 1960 och därefter fortskridit relativt långsamt (Tab 3).

Av de åtta sjöar i östra delen av Sydsvenska höglandet (Lenhovda-

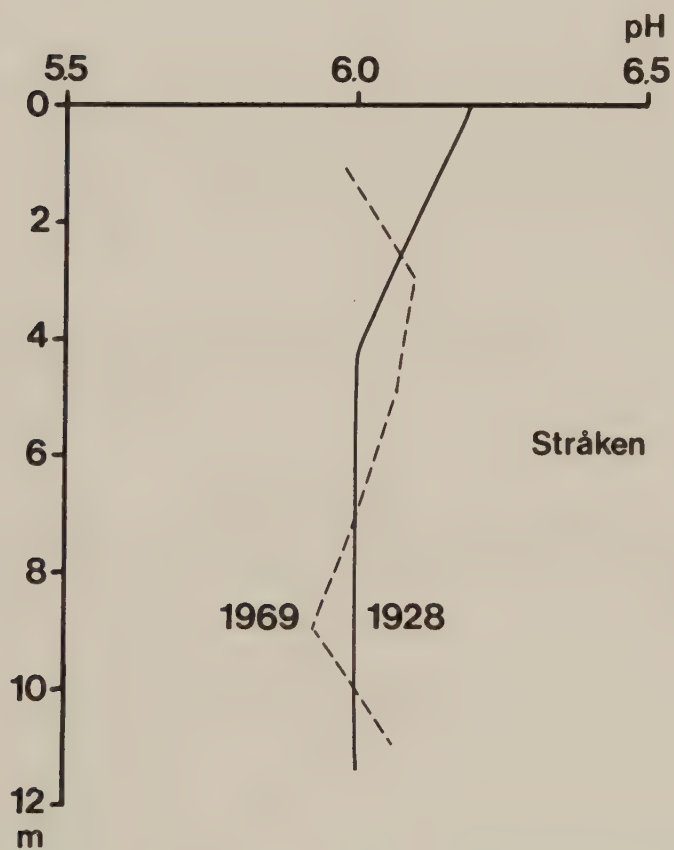
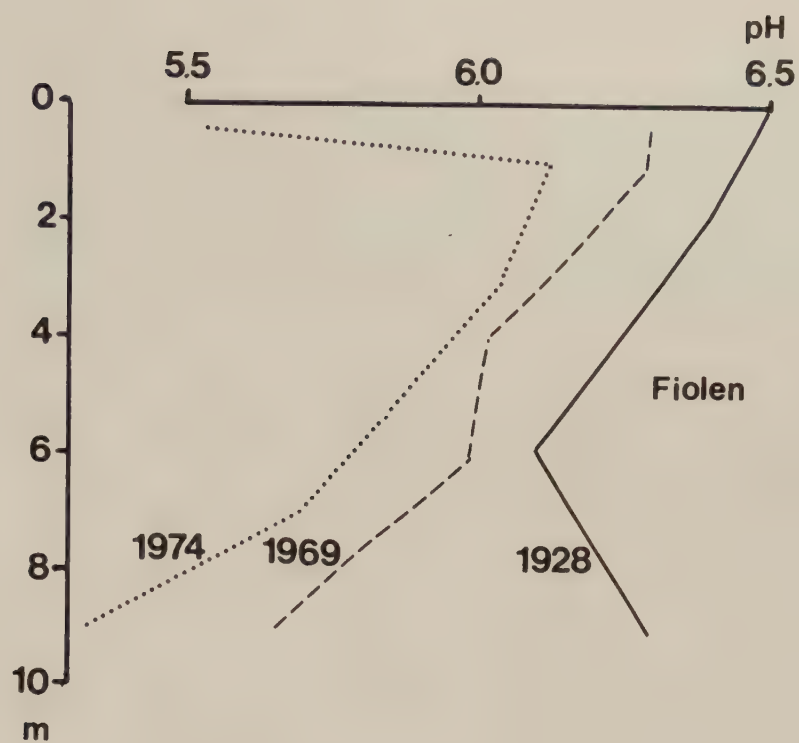


Fig 8. Vertikalprofiler av pH vintertid i Fiolen och Stråken 1928.03.08, 1969.02.11 och 1974.02.27.

området) som Malmer (1961) undersökte (pH 5,5 - 6,0; medelvärde 5,7), hade endast Möckeln lägre pH 1978 (- 0,8 enheter). Fem sjöar hade likartat pH 1960 och 1978 medan två efter upprepad kalkning hade några tiondels högre pH 1978. Även i detta område tycks försurningsprocessen ha påbörjats före 1960-talet (Tab 3).

Sjö	1930- talet	1944 Thunmark (1948)	1960 Malmer (1961)	1972 Förf (opubl)	1978 Förf (opubl)
Västra delen					
Hallasjön	7,5 ¹⁾	-	5,7	5,6	5,9
Sävsjön	6,8 ¹⁾	-	6,5	6,1	6,2
Transjön	6,4 ²⁾	-	5,8 K	5,8	5,4
Östra delen					
Möckeln	6,7 ²⁾	6,3	6,0	5,7	5,2
Sandsjön	6,7 ²⁾	6,5	5,8	6,0	6,0

Tabell 3. Jämförelse av pH-förhållandena i några sjöar i västra och östra delen av Sydsvenska höglandet från 1930-talet till 1978.

1) Sötvattenslaboratoriets sjöarkiv

2) Thunmark (1973)

K= Kalkad

Sammanfattningsvis konstateras att flertalet sjöar i centrala delen av Sydsvenska höglandet, speciellt de större och de med odlad mark i tillrinningsområdet, har ett stabilt pH under sommaren och att någon försurning under perioden 1928-78 inte kunnat beläggas. I en del mindre sjöar, belägna huvudsakligen i barrskog, har en pH-sänkning om 1-2 enheter registrerats. I västra och östra delen av Sydsvenska höglandet har däremot flera sjöar försurats och förändringen tycks ha påbörjats redan före 1960.

Konduktivitet

Aneboda-områdets sjöar är elektrolytfattiga med en konduktivitet mellan 40 och 90 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (1978). Fluktuationerna under dygnet och vid olika väderleksförhållanden är i dess sjöar små. Variationen under året är vanligen också av liten omfattning (Tab 4) och mer regelbunden än beträffande pH, varför det är lättare att bedöma äldre värden och värden från andra årstider än sommaren.

	Fiolen	Frejen	Gyslätta- sjön	Skärshult- sjön	Stråken
$\bar{x}$	62,7	80,7	55,8	72,8	71,5
Min - max	62-64	76-88	52-60	68-75	69-74
n	11	11	11	11	11

Tabell 4. Medelvärde och spridning av konduktivitet ($\mu\text{S}/\text{cm}$) i ytvatten (1 m) från fem Aneboda-sjöar 1974.

Variationer mellan år och serier av år är däremot mer omfattande och omvänt korrelerade med avrinningen, vilket gör att jämförelser mellan perioder med olika hydrologiska förhållanden måste göras med eftertanke.

Lönnerblad (1931) fann 1928 ett medelvärde på 38,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ och värdena fördelade sig inom intervallet 29,7 - 44,8 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Femtio år senare hade intervallet förskjutits och vidgats till 43,2 - 89,2 med medelvärdet 69,1 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (exkl sjöar med kraftig lokal påverkan). Samtliga sjöar hade 1978 klart högre konduktivitet än 1928 (Fig 9). I flera sjöar är lokal elektrolytberikning med avloppsvatten och vägsalt en bidragande orsak men även i sjöar utan sådan påverkan är ökningen markant. Nederbörds mängderna de två år som föregick provtagningarna 1928 och 1978 var likartade men avrinningen helt olika (Fig 3). Denna skillnad bör rimligen påverka resultaten men är tydligen av underordnad betydelse eftersom den uppåtgående trenden beträffande konduktiviteten kvarstår när materialet kompletteras med data från slutet av 1960-talet och 1971 (Tab 5).

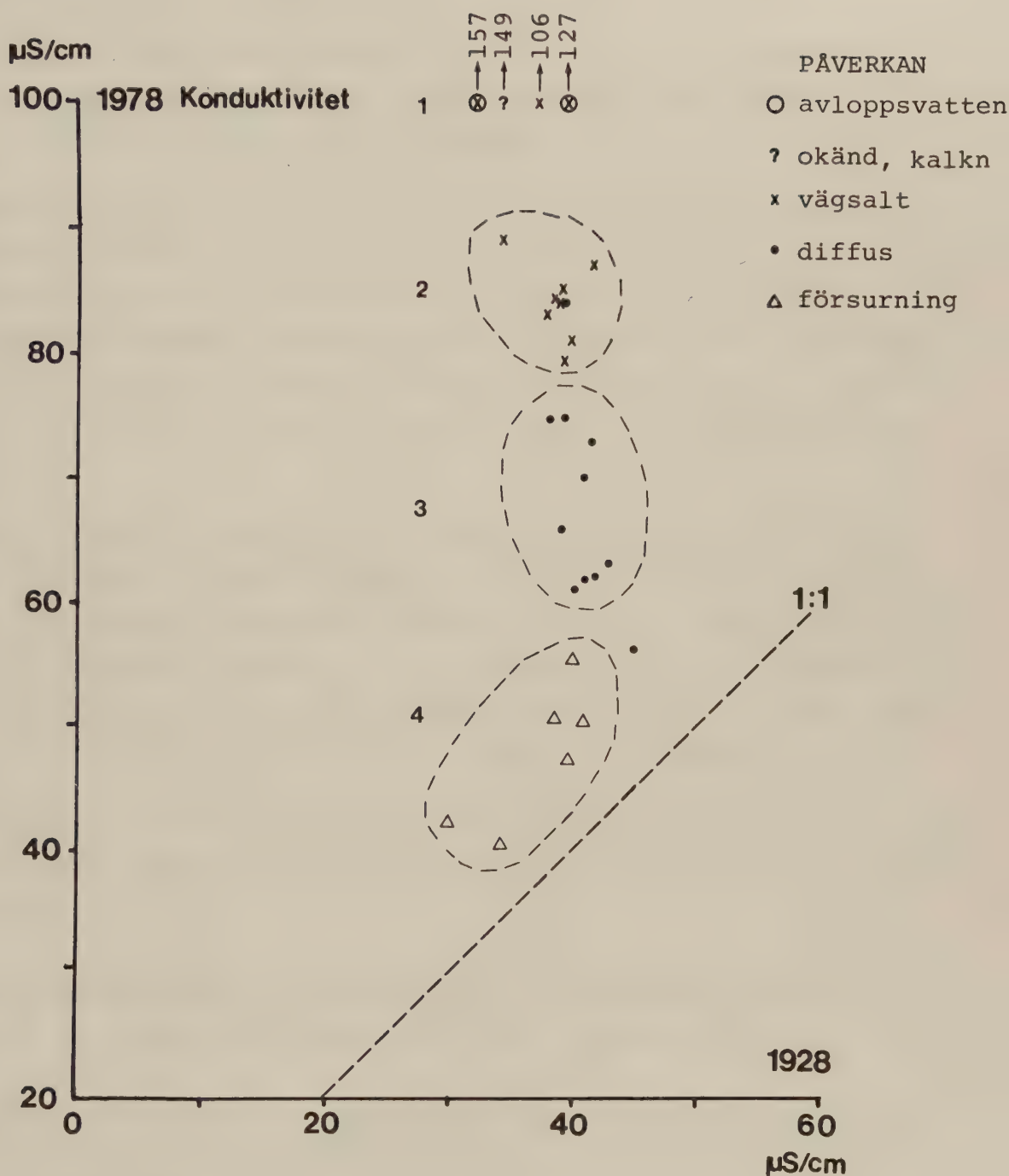


Fig 9. Konduktivitet i 29 Aneboda-sjöar 1928 och 1978. Sjöarna har indelats i fyra grupper efter typ av förändring.

1. Sjöar med kraftig lokal påverkan (föroren, kalkn)
2. Sjöar påverkade av vägsalt (NaCl)
3. Diffus påverkan
4. Sjöar påverkade av försurning (konduktiviteten justerad med avseende på vätejonens konduktivitet).

År	1928	1967	1968	1969	1971	1978
Konduktivitet	40,7	48,7	49,3	52,1	58,2	69,1

Tabell 5. Medelvärde av konduktivitet ($\mu\text{S}/\text{cm}$) i 25 Aneboda-sjöar under sex år 1928-1978. Sjöar med kraftig lokal påverkan har utelämnats.

I Fiolen framträder ett tydligt pulsmönster med högre konduktivitetssvärden 1938-40, 1959-60 och under 1970-talet och lägre värden däremellan (Fig 10). Variationen i konduktivitet är omvänt korrelerad med variationen i vattenföring (jfr Fig 3). Under perioden 1928-67 ökade konduktiviteten långsamt men signifikant, varefter en snabb och i det närmaste rätlinjig ökning registrerades fram till 1978.

I Skärshultsjön är fluktuationen mellan åren större, men samma pulsmönster som i Fiolen är skönjbart (Fig 10). Riktningskoefficienten för regressionslinjen för perioden 1928-67 är emellertid negativ, till stor del beroende på att torråret 1938 och de nederbördsrika åren 1966 och 67 har stor inverkan på linjens lutning. Från 1967 till 1978 ökade konduktiviteten med ca 30 enheter.

Även vintertid är ökningen av konduktiviteten tydlig (Fig 11). En svärförklarlig utveckling mot mer markerade vertikalgradienter är påtaglig.

Konduktivitetsökningen i sjöarna Skärilen och Örken i centrala Småland är av samma storleksordning som i Aneboda-sjöarna.

I sjöarna i västra delen av Sydsvenska höglandet är ökningen från 1960 till 1978 obefintlig medan en mindre ökning ägt rum från 1935 till 1960 (Tab 6). I östra delen av Sydsvenska höglandet har konduktiviteten ökat om än i mindre omfattning än i Aneboda-sjöarna (Tab 6).

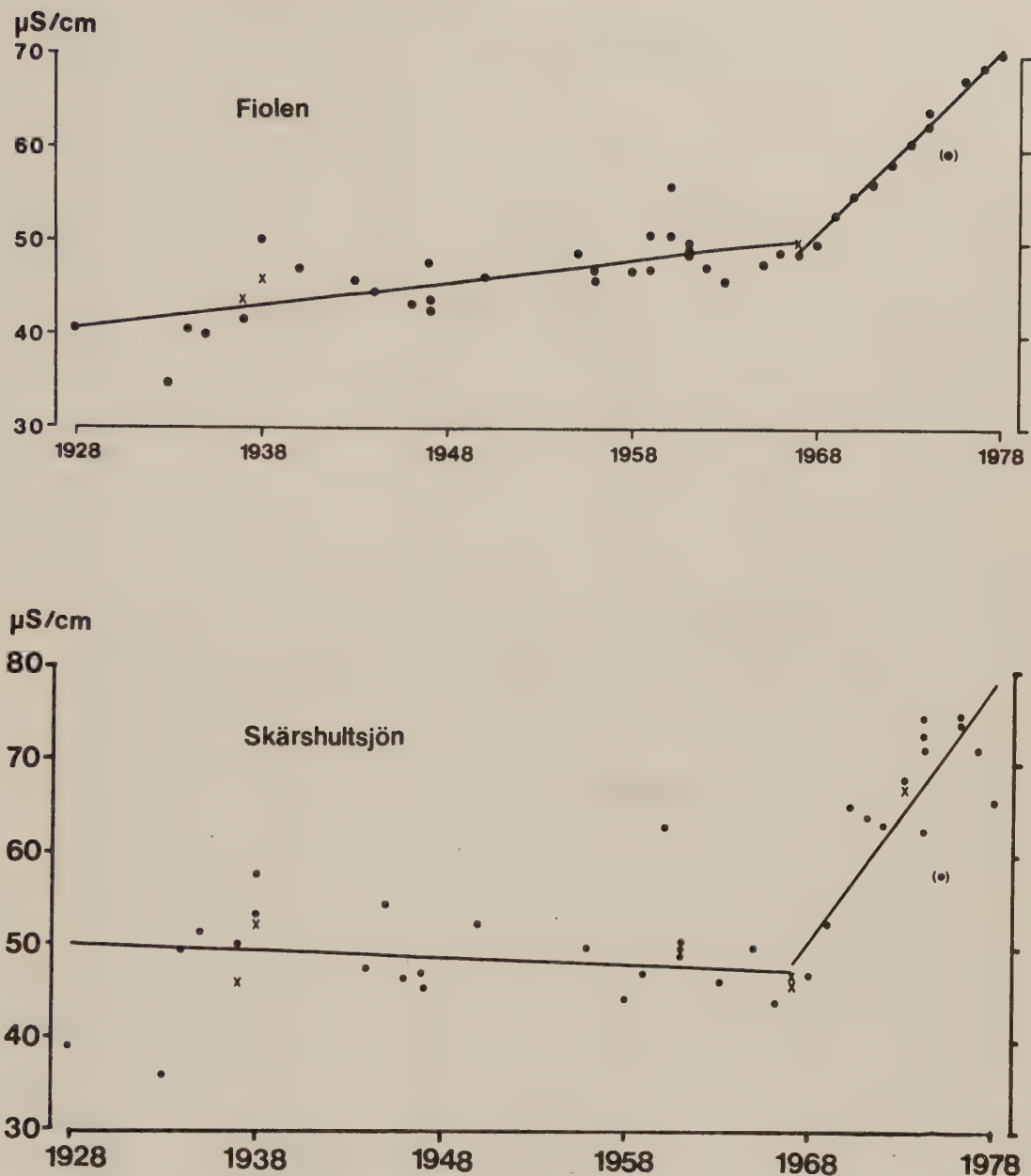


Fig 10. Konduktivitet sommartid i Fiolen och Skärshultsjön. Regressionslinjer för perioderna 1928-1967 resp. 1967-1978 inritade i figuren. x markerar två värden, (•) troligen felaktigt värde, ej medtaget i regberäkn.

Regressionsekvation, determinationskoefficient och signifikansnivå för skillnaden mellan regressionslinjens lutning och x-axeln (t-test):

Fiolen

1928-67: $y = 0,23x + 40$; $r^2=0,52$; $p<0,001$ ($n=40$)

1967-78: $y = 1,94x + 47$; $r^2=0,99$; $p<0,001$ ($n=16$).

Skärshultsjön

1928-67: $y = -0,06x + 50$; $r^2=0,02$; $p>0,1$ ($n=31$)

1967-78: $y = 2,69x + 47$; $r^2=0,80$; $p<0,001$ ($n=19$).

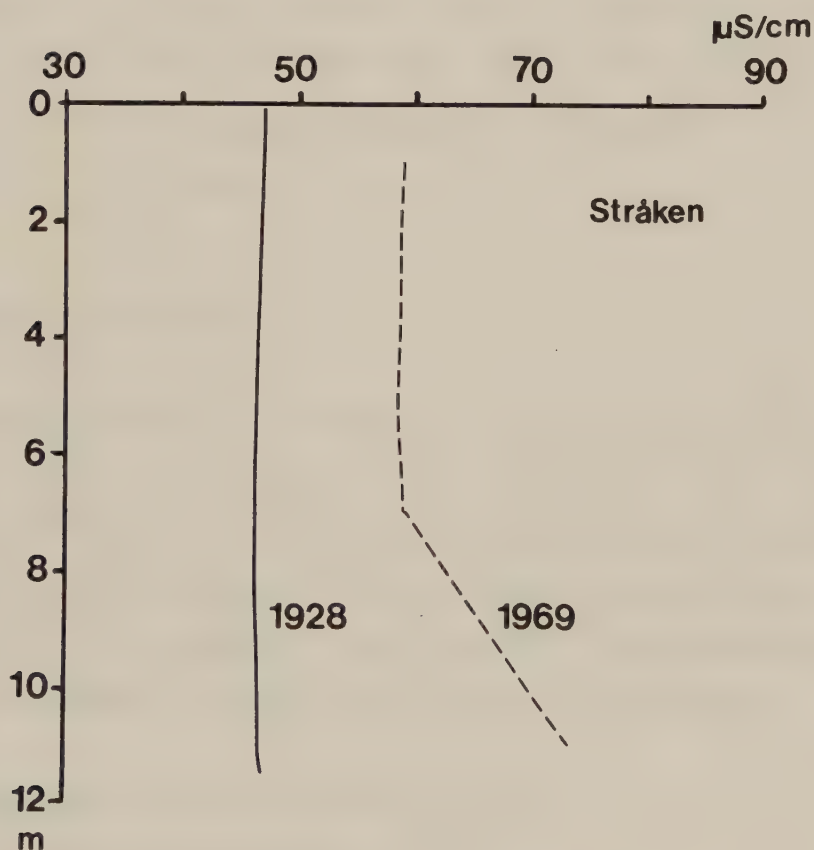
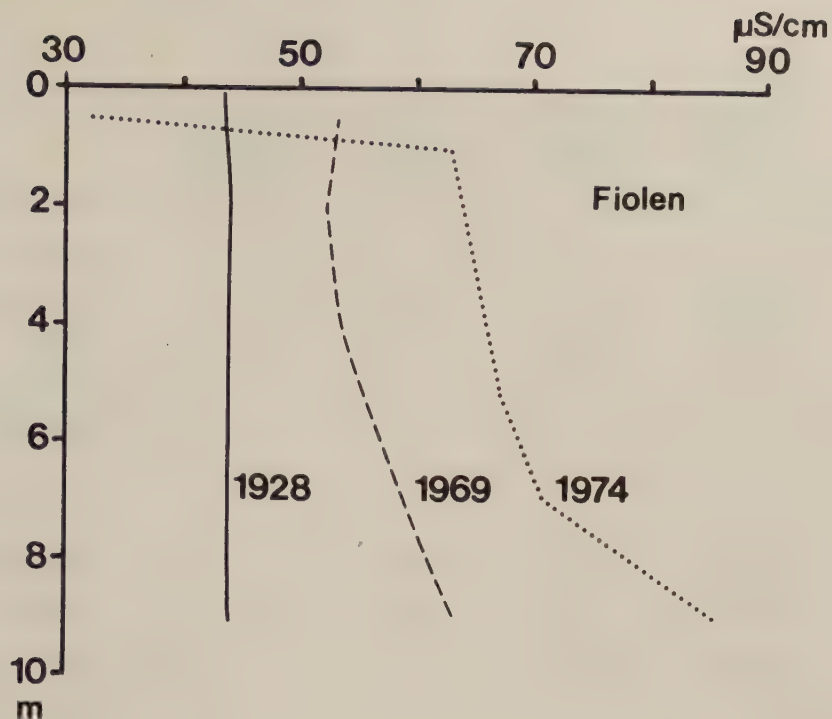


Fig 11. Vertikalprofiler av konduktivitet vintertid i Fiolen och Stråken 1928.03.08, 1969.02.11 och 1974.02.27.

Sjö	1935 Thunmark (1937)	1944 Thunmark (1948)	1960 Malmer (1961)	1972 Förf (opubl)	1978 Förf (opubl)
Västra delen					
Transjön	35,6	-	47	50,1 K	42,6
$\bar{x}$, fem sjöar utan lokal påverkan	-	-	49,0	51,1	47,1
Östra delen					
Möckeln	34,9	36,6	46	52,4	61,8 ¹⁾
Sandsjön	34,3	32,9	47	50,0	53,0
$\bar{x}$, fem sjöar utan lokal påverkan	-	-	44,4	49,2	50,8

Tabell 6. Konduktiviteten ($\mu\text{S}/\text{cm}$) i sjöar i västra och östra delen av Sydsvenska höglandet från 1935 till 1978.

1) Troligen påverkad av vägsalt

K= Kalkad

Makrokonstituenten

Koncentrationerna av kat- och anjoner i Aneboda-sjöar utan stark lokal påverkan är låg (1978: 370-750 $\mu\text{ekv}/\text{l}$). Katjonordningen är $\text{Ca} > \text{Na} > \text{Mg} > \text{K}$ eller $\text{Na} > \text{Ca} > \text{Mg} > \text{K}$ och andelen kalcium 25-40 % och natrium 30-50 %. Med avseende på den relativa anjonsammansättningen är materialet enhetligt och med undantag för sjöar med stark lokal påverkan är jonordningen $\text{SO}_4 > \text{Cl} > \text{HCO}_3$. Sulfat utgör i regel mer än 50 % av anjonerna.

Variationen av makrokonstituenternas koncentration under året är av mindre omfattning med undantag för alkalinitet (Fig 7). I sjöar där vattnet har en kort uppehållstid, exempelvis Frejen (ca 3 mån) och Skärshultsjön (ca 1 år), är alkalinitetsförhållandena instabila.

Konsti- tuent	Fiolen	Frejen	Gyslätta- sjön	Skärsh- sjön	Stråken
Ca, $\bar{x}$ min-max	230 220-250	242 207-272	138 119-149	246 215-257	255 242-272
Mg, $\bar{x}$ min-max	130 124-136	172 163-183	117 94-125	169 156-178	164 154-174
Na, $\bar{x}$ min-max	203 191-222	323 267-352	215 178-235	247 232-261	242 217-259
K, $\bar{x}$ min-max	37,4 33-44	28,0 26-31	11,5 9-14	25,0 15-34	27,9 23-32
Alk, $\bar{x}$ min-max	35,7 29-45	12,2 0-36	0 0	13,7 0-32	43,6 13-67
SO ₄ , $\bar{x}$ min-max	335 323-351	400 343-479	316 282-347	441 417-461	397 367-448
Cl, $\bar{x}$ min-max	207 192-224	337 251-383	174 144-187	225 186-243	235 196-253

Tabell 7. Medelvärde, lägsta och högsta värde för koncentrationer av makrokonstituent (uekv/l) i fem Aneboda-sjöar. Prov tagna månatligen (n=11) i ytvatten (1 m) 1974. De lägsta värdena har i regel uppmätts i mars under inverkan av smältvatten (jfr Fig 8 och 11).

Alkalinitet

Aneboda-sjöarna har låg buffertkapacitet och alkaliniteten var 1978 0-150 uekv/l. Någon påtaglig förändring har inte ägt rum under den 12-årsperiod författaren undersökt sjöarna (Fig 12a). En svag tendens till minskning är märkbar i sjöar med låg alkalinitet (Fig 12a, regressionslinje A) medan alkaliniteten ökat något (+10 uekv/l), men ej signifikant, i mer kulturpåverkade sjöar (regressionslinje B).

Förändringen i de tre sjöar som följts från 1967 till 1978 är också liten (Fig 12b). Endast i Fiolen har en signifikant nedgång kunnat beläggas ($p < 0,02$) och den är av omfattningen 1 uekv/l-år. Det är frapperande hur opåverkad alkaliniteten är under perioden 1967-78 trots en betydande deposition av syra från atmosfären.

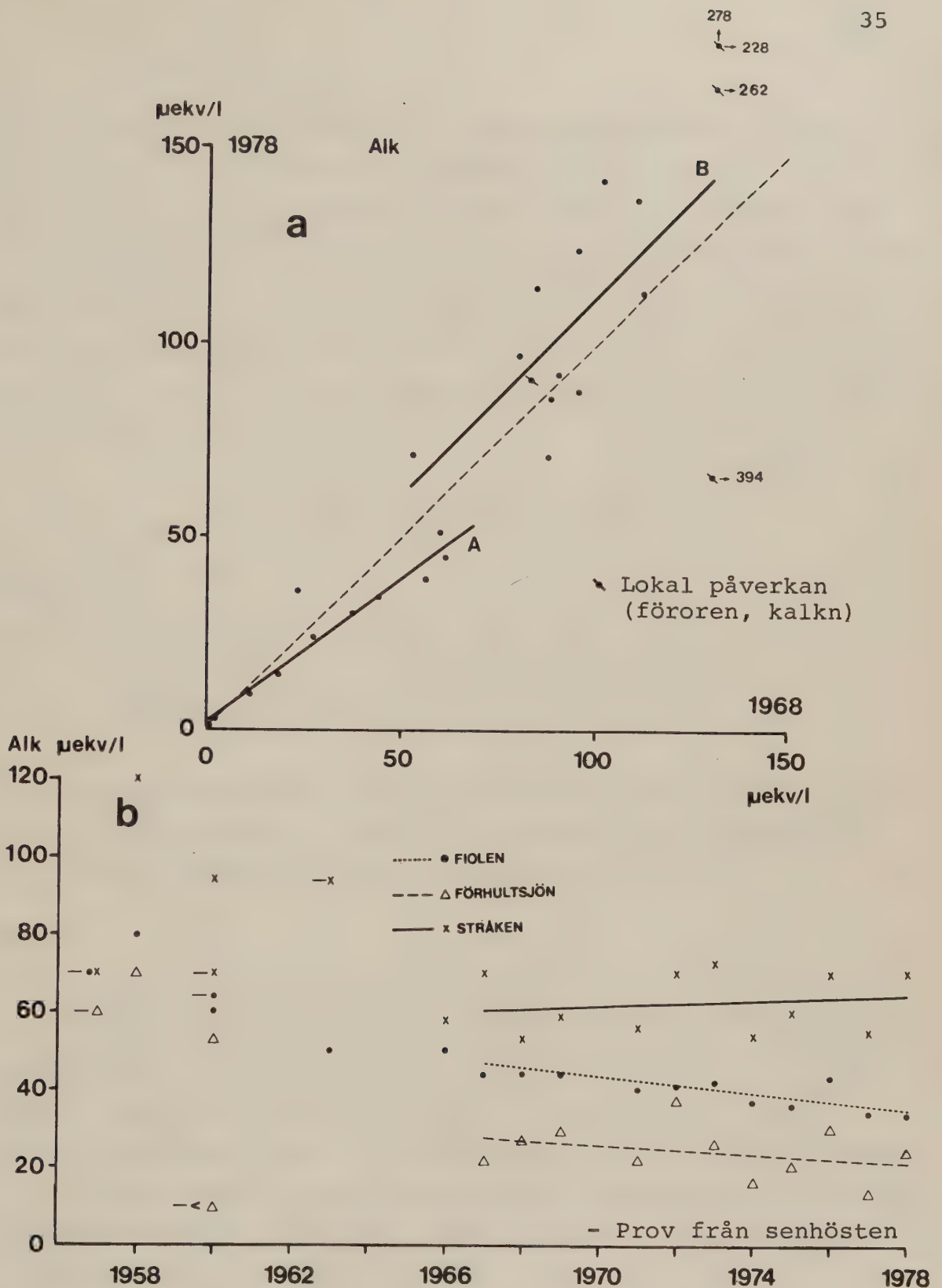


Fig 12. Alkalinitet.

a. Koncentration i 28 Aneboda-sjöar 1968 och 1978.

A. Sjöar med ingen eller ringa lokal påverkan.

B. Sjöar med större lokal påverkan.

Regr.ekv, det.koeff. och sign.nivå (t-test) för;

A ($n=13$): $y = 0,75x + 2,32$; $r^2 = 0,91$; $p < 0,01$ +

B ($n=11$): $y = 1,03x + 9,94$; $r^2 = 0,45$; $p > 0,1$.

(+ I två sjöar var alkaliniteten 0 såväl 1968 som 1978.)

b. Koncentration i 3 Aneboda-sjöar 1957-1978.

Regr.ekv, det.koeff. och sign.nivå (t-test) 1967-78:

Fiolen : $y = -1,1x + 48$; $r^2 = 0,48$; $p < 0,02$

Förhsj : $y = -0,6x + 28$; $r^2 = 0,09$; $p > 0,1$

Stråken: $y = 0,4x + 60$; $r^2 = 0,03$; $p > 0,1$.

Åberg & Rodhe (1942) redovisar alkalinitetsvärden för 1938 från Fiolen ($\bar{x} = 75$ $\mu\text{ekv/l}$), Stråken ($\bar{x} = 100$ $\mu\text{ekv/l}$) och Skärshultsjön ($\bar{x} = 90$ $\mu\text{ekv/l}$). Dessa värden och värden från 1958-60 (Malmer 1960, 1961) antyder, att alkaliniteten i Fiolen varit oförändrad fram till slutet av 1950-talet och sedan avtagit successivt under en 20-årsperiod. I Stråken och Förhultsjön tycks en reduktion med ca 40 $\mu\text{ekv/l}$ ha ägt rum från 1960 till 1967 (Fig 12b), medan nedgången startat tidigare i Skärshultsjön (Tab 8).

År	1938	1960	1967-68	1977-78
Alkalinitet ($\mu\text{ekv/l}$)	100	60	28	26

Tabell 8. Alkalinitet i Skärshultsjön sommartid.

Annan metodik har använts 1938 och 1960 jämfört med 1968 och 1978.

Alkaliniteten bestämdes 1938 och 1960 med syratritrering (indikator metylorange) och vid låg alkalinitet kan metoden ha givit osäkra värden (jfr Åberg & Rodhe 1942, p 91).

Sulfat

Sulfatkoncentrationen har ökat i samtliga sjöar från 1968 till 1978 (Fig 13a) och ökningen var i flertalet sjöar av storleksordningen 40 %. Ökningen är såväl reellt som relativt något större i sjöar med högre sulfathalt (negativt intercept), vilket antyder ett extra tillskott av sulfat till dessa sjöar. Till stor del kan ökningen förklaras av avvikande hydrologiska förhållanden under 1970-talet, vilka orsakat en koncentreringsavvikelse i områdets sjöar.

Förändringen 1967-78 i Fiolen, Förhultsjön och Stråken följer ett rätlinjigt förlopp (Fig 13b), som beträffande Fiolen kan förlängas tio år bakåt i tiden. Året 1959/60 var emellertid också avvikande (mycket varmt och nederbördsfattigt) med resultat att avrinningen från Allgunnen blev den lägsta som upp-

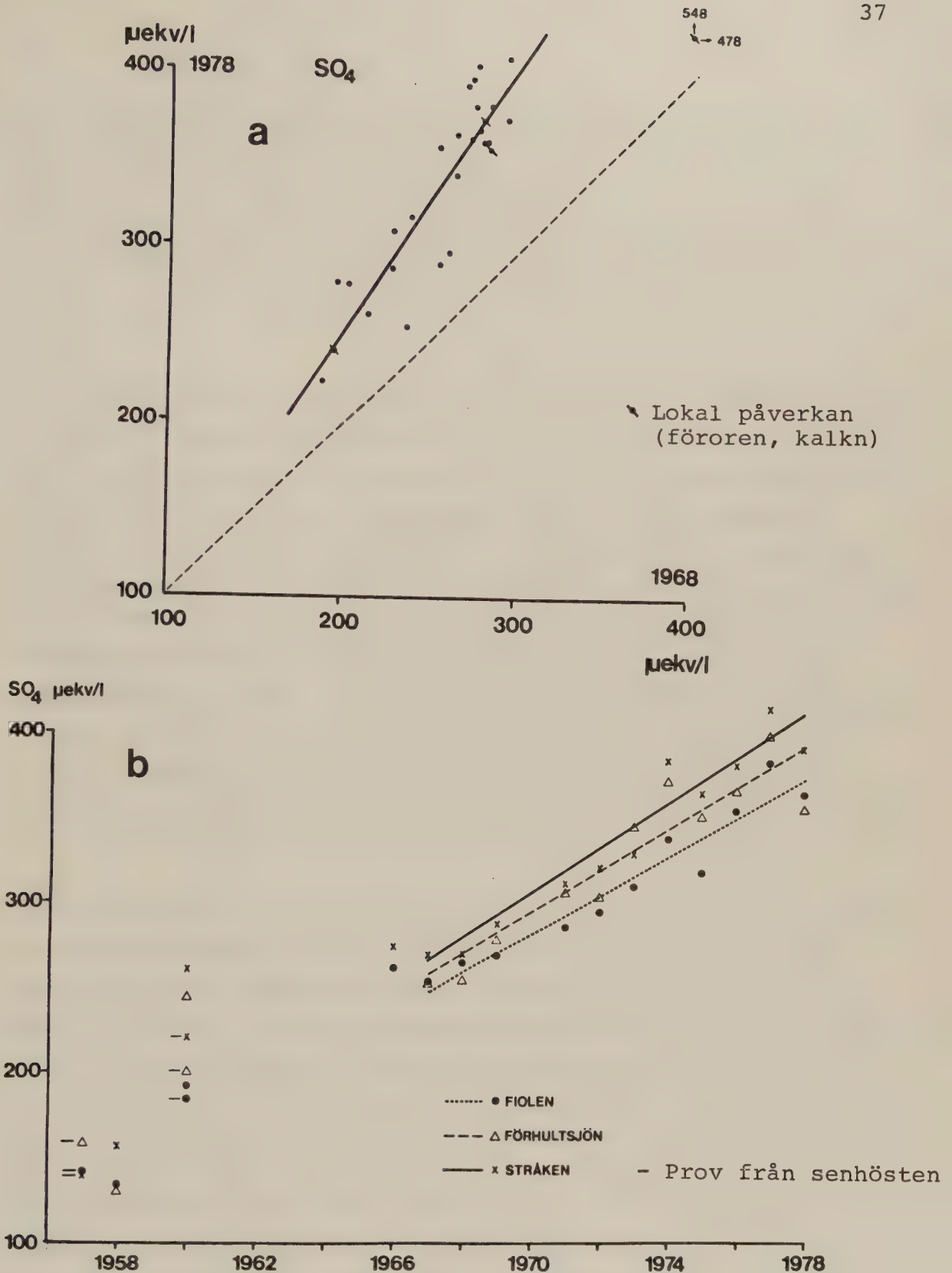


Fig 13. Sulfat.

a. Koncentration i 28 Aneboda-sjöar 1968 och 1978.
 Reqr.ekv, det.koeff. och sign.nivå (t-test) för ej påverkade sjöar (n=24): $y = 1,55x + 58,67$; $r^2 = 0,77$; $p < 0,01$.

b. Koncentration i 3 Aneboda-sjöar 1957-1978.
 Reqr.ekv, det.koeff. och sign.nivå (t-test) 1967-78:
 Fiolen : $y = 11,3x + 235$; $r^2 = 0,93$; $p < 0,001$
 Förhsj : $y = 12,1x + 246$; $r^2 = 0,85$; $p < 0,001$
 Stråken: $y = 13,1x + 253$; $r^2 = 0,92$; $p < 0,001$.

mätts under ett halvsekel (Fig 3). Sulfatkoncentrationen kan därför förväntas ha varit kraftigt förhöjd 1960 jämfört med närliggande år, något som också styrks av skillnaden mellan 1958 och 1960 (Fig 13b). En betydande ökning måste således ha ägt rum från slutet av 1950-talet till slutet av 1960-talet.

Klorid

Kloridhalten var i samtliga sjöar högre 1978 än 1968 (Fig 14a). Eftersom sjöarna med avseende på klorid- och natriumkoncentration fördelar sig på ett annat sätt än beträffande övriga makrokonstituenten, har en uppdelning gjorts i två grupper:

1. Sjöar som kan vara påverkade av vägsalt och 2. Sjöar utan vägsaltpåverkan. Till den förra gruppen har förts de sjöar där någon större, belagd väg löper genom tillrinningsområdet. Natriumklorid används i väghållningen vintertid för "kemisk" halkbekämpning (enbart NaCl) och för "mekanisk" halkbekämpning (50 kg NaCl/m^3 sand), medan kalciumklorid används för dammbindning sommartid. "Stensalt" (NaCl) började användas för "kemisk" halkbekämpning på länsväg 30 och andra större, belagda vägar norr om Växjö i början av 1970-talet.

Kloridkoncentrationen var genomgående högre i sjöar inom vars tillrinningsområde stensalt sprids (Fig 14a). Kloridhalter över 300 uekv/l uppmättes 1978 i Värmen, Lammen, Lilla och Stora Vällingen, Frejen och Skeppshultasjön, till vilka delar av länsväg 30 dräneras. Även i de förorenade sjöarna Kalven och Lygnen var kloridhalten kraftigt förhöjd (856 resp 682 uekv/l) och sannolikt har detta orsakats av vägsalt, delvis från tätorten Lammhult. I den tidigare kalkade Ryssegöl var kloridkoncentrationen 1978 1041 uekv/l, och eftersom även natriumhalten var hög måste en tillsats i okänt syfte ha gjorts till sjön. Lädjasjön hade redan i slutet av 1960-talet höga halter av natrium och klorid och har uteslutits ur beräkningarna. Det är således tydligt, att utspridningen av NaCl i olika syften numera är så omfattande, att koncentrationerna av klorid och natrium i flera sjöar är förhöjda.

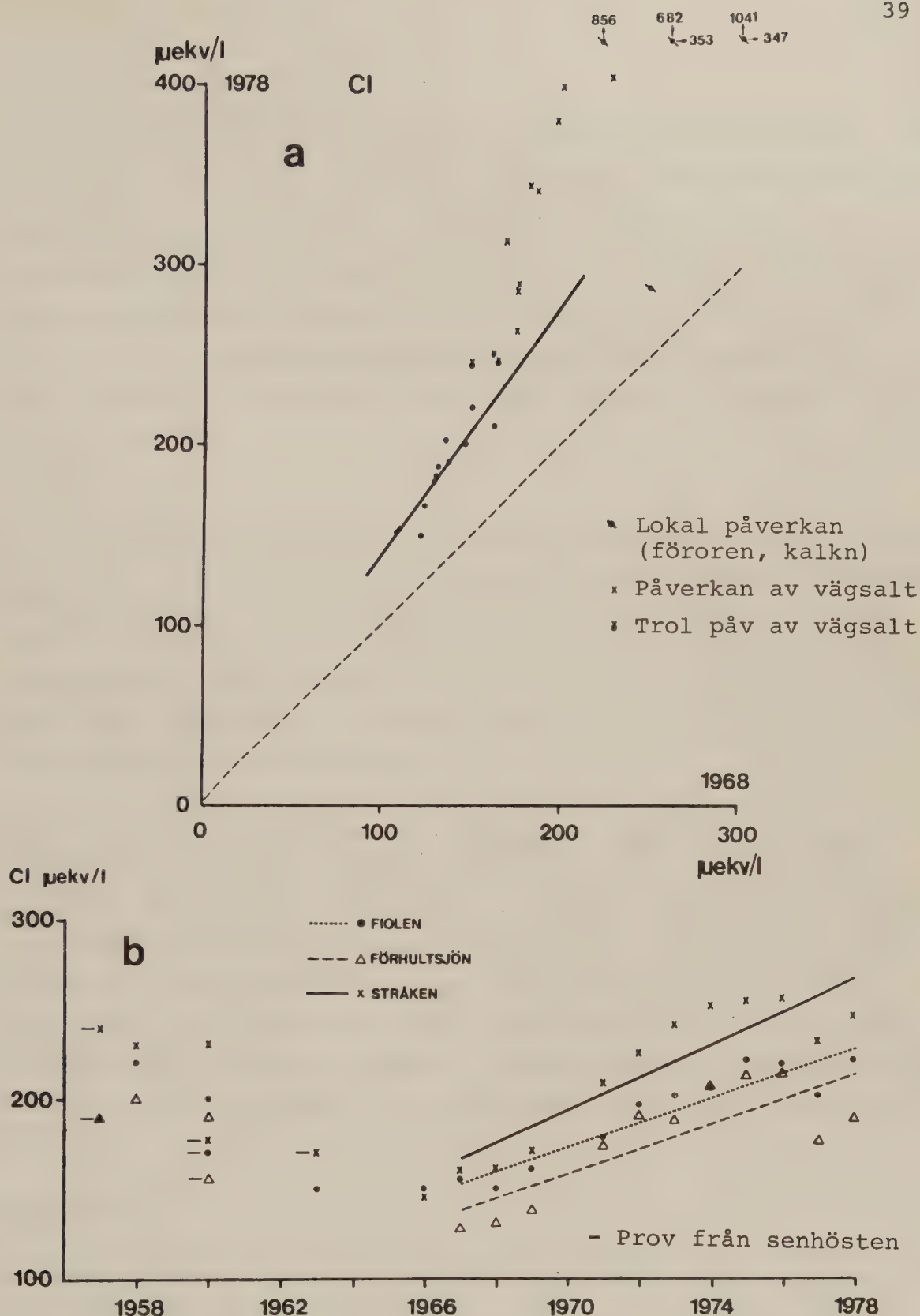


Fig 14. Klorid.

a. Koncentration i 28 Aneboda-sjöar 1968 och 1978.
Regr.ekv, det.koeff. och sign.nivå (t-test) för ej påverkade sjöar ($n=12$): $y=1,40x-0,73$; $r^2=0,83$; $p<0,1$

b. Koncentration i 3 Aneboda-sjöar 1957-1978.
Regr.ekv, det.koeff. och sign.nivå (t-test) 1967-78:
Fiolen : $y = 6,8x + 146$; $r^2 = 0,87$; $p<0,001$
Förhsj : $y = 6,9x + 131$; $r^2 = 0,66$; $p<0,002$
Stråken: $y = 9,8x + 157$; $r^2 = 0,81$; $p<0,001$.

Ökningen 1967 till 78 i Fiolen och Förhultsjön var ca 50 % och något högre (ca 60 %) i Stråken (Fig 14b), genom vars perifera tillrinningsområde en del av länsväg 30 sträcker sig. 1966 till 1969 var koncentrationen i Fiolen och Stråken nästan lika hög, men därefter har skillnaden ökat alltmer. I Stråken kan också vägbehandling med kalciumklorid ha bidragit till ökningen. 1958 till 60 var uppenbarligen kloridhalten avsevärt högre än under slutet av 1960-talet (Fig 14a). Orsaken är okänd.

Kalcium

En generell ökning av kalciumhalterna registrerades från 1968 till 1978 (Fig 15a) och endast den tidigare starkare förorenade Kalven avvek med lägre värden 1978. Sjöar med hög kalciumhalt hade ökat något mer än övriga sjöar (hög riktningskoefficient och negativt intercept för regressionslinjen, Fig 15a), varför ett lokalt tillskott till dessa sjöar är troligt vid sidan av den allmänna koncentrationen.

Från 1967 till 1978 ökade kalciumhalten likartat i de tre speciellt redovisade Aneboda-sjöarna (Fig 15b). Höga halter uppnåddes i mitten av 1970-talet, varefter oförändrade (Fiolen och Stråken) eller sjunkande (Förhultsjön) kalciumhalter registrerats. Den komplexometrisk analysmetoden som användes 1957, 1958, 1963 och delvis 1960 gav troligen något för höga kalciumhalter. Om detta vägs in i bedömningen, beräknas kalciumhalterna 1957-60 ha varit lika höga som eller något lägre än 1967.

Magnesium

Ökningen i magnesiumhalt från 1968 till 1978 var procentuellt mycket jämn och i genomsnitt ca 35 % (Fig 16a). Detta tyder på att den meteorologiskt-hydrologiskt betingade koncentrationen av vattnet är den dominerande orsaken till koncentrationsökningen och att lokala avvikelser i tillförsel inte ägt rum.

Förändringen i Fiolen, Förhultsjön och Stråken 1967-78 var

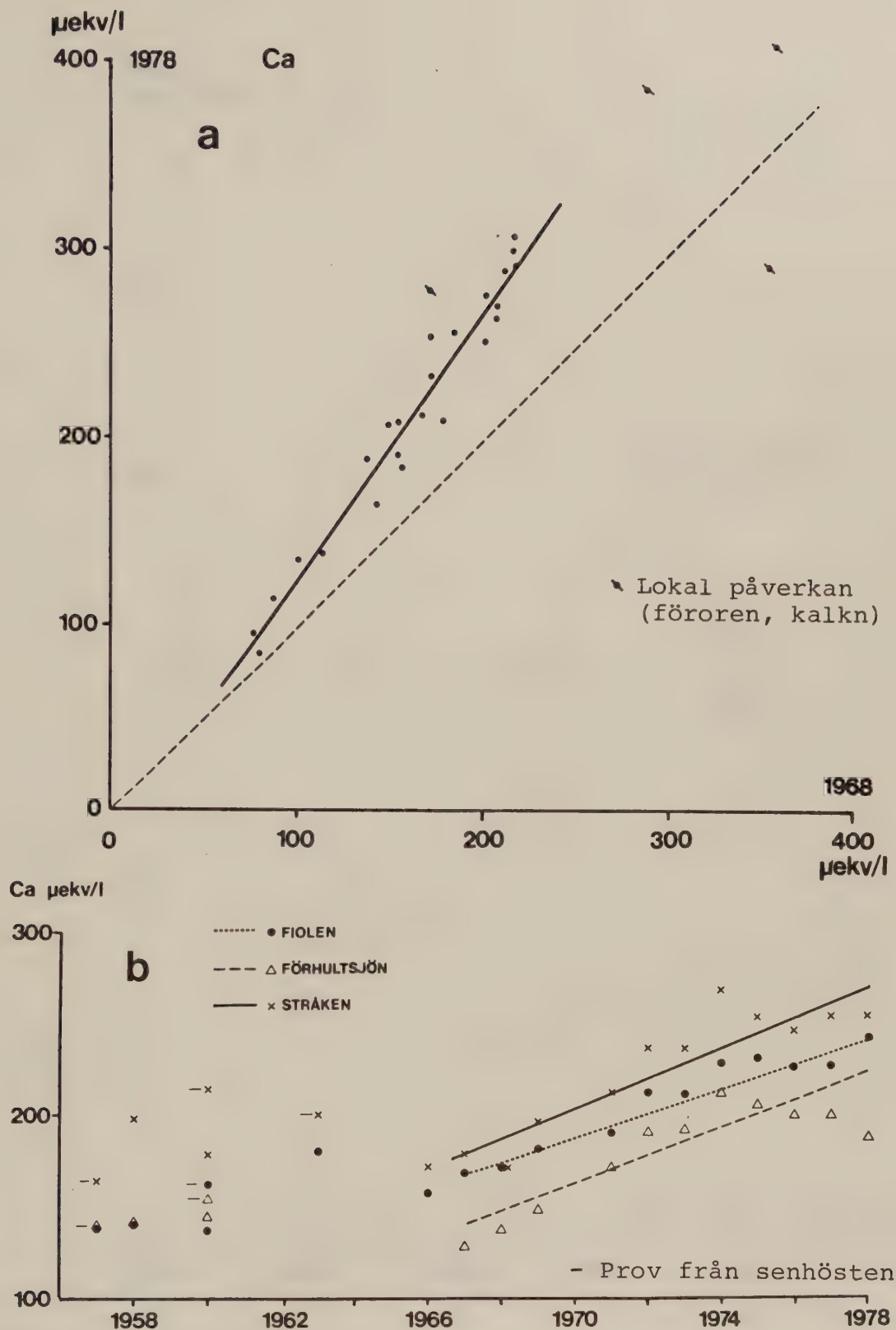


Fig 15. Kalcium.

a. Koncentration i 28 Aneboda-sjöar 1968 och 1978.
 Regr.ekv, det.koeff. och sign.nivå (t-test) för ej påverkade sjöar ($n=24$): $y=1,43x-18,21$; $r^2=0,96$; $p<0,001$

b. Koncentration i 3 Aneboda-sjöar 1957-1978.
 Regr.ekv, det.koeff. och sign.nivå (t-test) 1967-78:
 Fiolen : $y = 6,7x + 160$; $r^2 = 0,91$; $p<0,001$
 Förhsj : $y = 6,9x + 132$; $r^2 = 0,75$; $p<0,001$
 Stråken: $y = 8,3x + 171$; $r^2 = 0,82$; $p<0,001$.

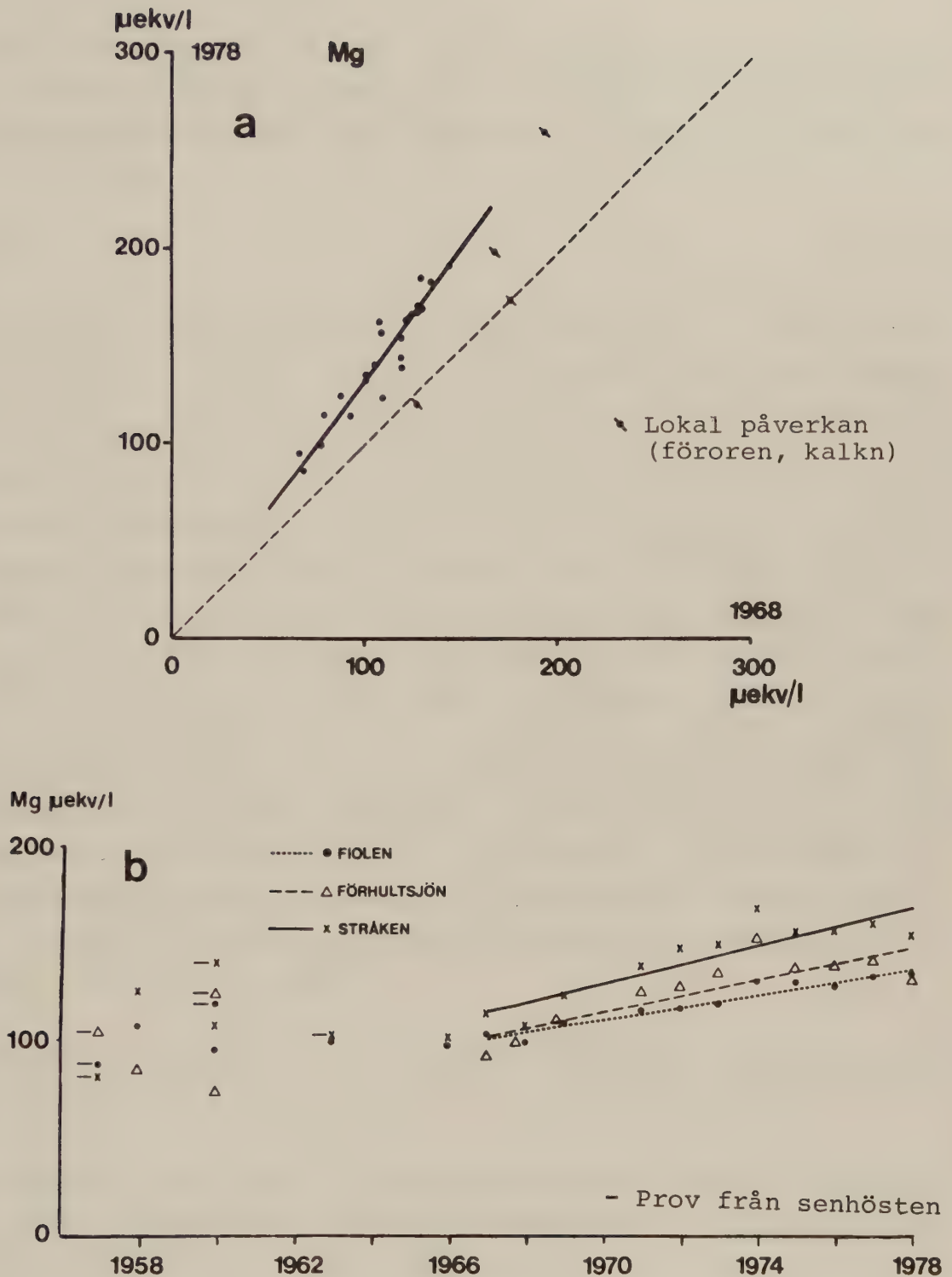


Fig 16. Magnesium.

a. Koncentration i 28 Aneboda-sjöar 1968 och 1978.
 Regr.ekv, det.koeff. och sign.nivå (t-test) för ej påverkade sjöar (n=24): $y=1,37-3,31$; $r^2=0,88$; $p<0,01$

b. Koncentration i 3 Aneboda-sjöar 1957-1978.
 Regr.ekv, det.koeff. och sign.nivå (t-test) 1967-78:
 Fiolen : $y = 3,4x + 97$; $r^2 = 0,91$; $p<0,001$
 Förhsj : $y = 4,3x + 99$; $r^2 = 0,71$; $p<0,001$
 Stråken: $y = 5,0x + 111$; $r^2 = 0,81$; $p<0,001$.

mycket rätlinjig (Fig 16b). De högsta värdena uppmättes 1974 och därefter har koncentrationen i stort varit oförändrad. Magnesiumhalten synes inte nämnvärt ha förändrats under perioden 1957-67.

Natrium

Jämförelser mellan natriumhalterna 1968 och 1978 har gjorts på samma sätt som för klorid, d v s mellan sjöar med tänkbar vägsaltpåverkan och utan sådan påverkan. I ej påverkade sjöar ($n=12$) ökade medelvärdet av natriumhalten signifikant ($p<0,001$) från 163 (1968) till 205 uekv/l (1978) (Fig 17a). I sjöar med tänkbar vägsaltpåverkan ($n=12$) var den signifikanta ($p<0,001$) ökningen avsevärt större, nämligen från 194 (1968) till 296 uekv/l (1978). Endast en sjö (Bråtasjön), där vägsaltpåverkan är möjlig, ansluter till övriga sjöar. Sjöns tillrinningsområde är svårt att avgränsa utan fältstudier, men troligen avvattnas en mycket liten del av länsväg 30 till sjön. Däremot löper genom sjöns tillrinningsområde en betydande sträcka exponerad grusväg som regelbundet tillförs kalciumklorid, vilket skulle kunna förklara varför kloridhalten är mer förhöjd än natriumhalten. Natriumhalten i de förorenade sjöarna Kalven och Lygnen var sannolikt genom vägsaltpåverkan kraftigt förhöjd, 919 resp 639 uekv/l.

Den höga natriumhalten (801 uekv/l) i Ryssegöl diskuteras under klorid.

Ändringen i natriumhalt i de tre speciellt redovisade sjöarna var 1957-67 obetydlig. Därefter ökade halten rätlinjigt till 1978 (Fig 17b).

Kalium

Kaliumhalten var 1978 högre än 1968 i 26 sjöar, medan två sjöar (Feresjön och Lunden) hade något lägre halt 1978 (Fig 18a). De högsta halterna uppmättes båda åren i sjöar där inslaget

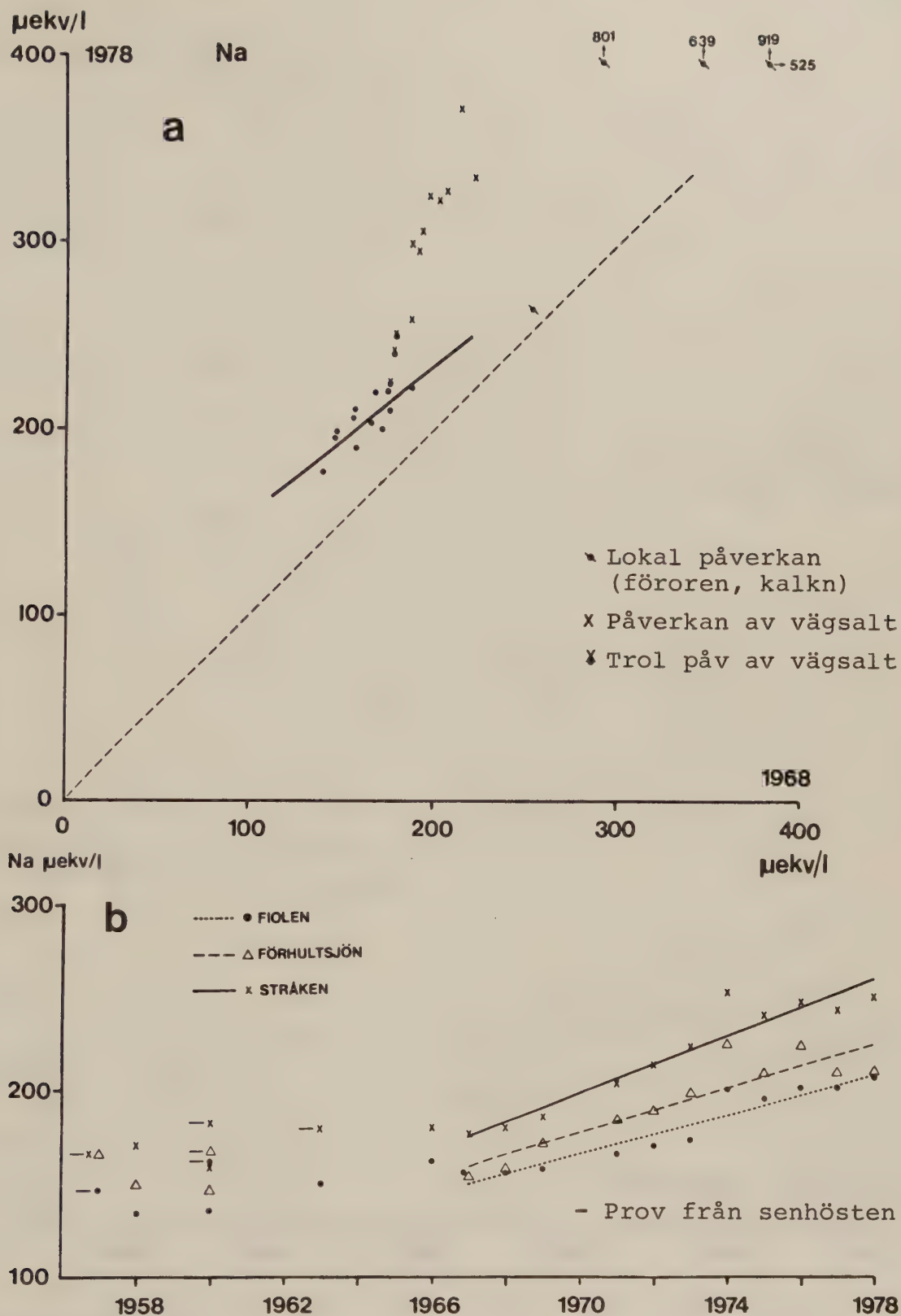


Fig 17. Natrium.

a. Koncentration i 28 Aneboda-sjöar 1968 och 1978.
 Reg.ekv., det.koeff. och sign.nivå (t-test) för ej påverkade sjöar ($n=12$): $y=0,79x+77$; $r^2=0,65$; $p>0,1$

b. Koncentration i 3 Aneboda-sjöar 1957-1978.
 Reg.ekv., det.koeff. och sign.nivå (t-test) 1967-78:
 Fiolen : $y = 5,3x + 145$; $r^2 = 0,90$; $p<0,001$
 Förhsj : $y = 6,0x + 154$; $r^2 = 0,83$; $p<0,001$
 Stråken: $y = 7,7x + 168$; $r^2 = 0,91$; $p<0,001$.

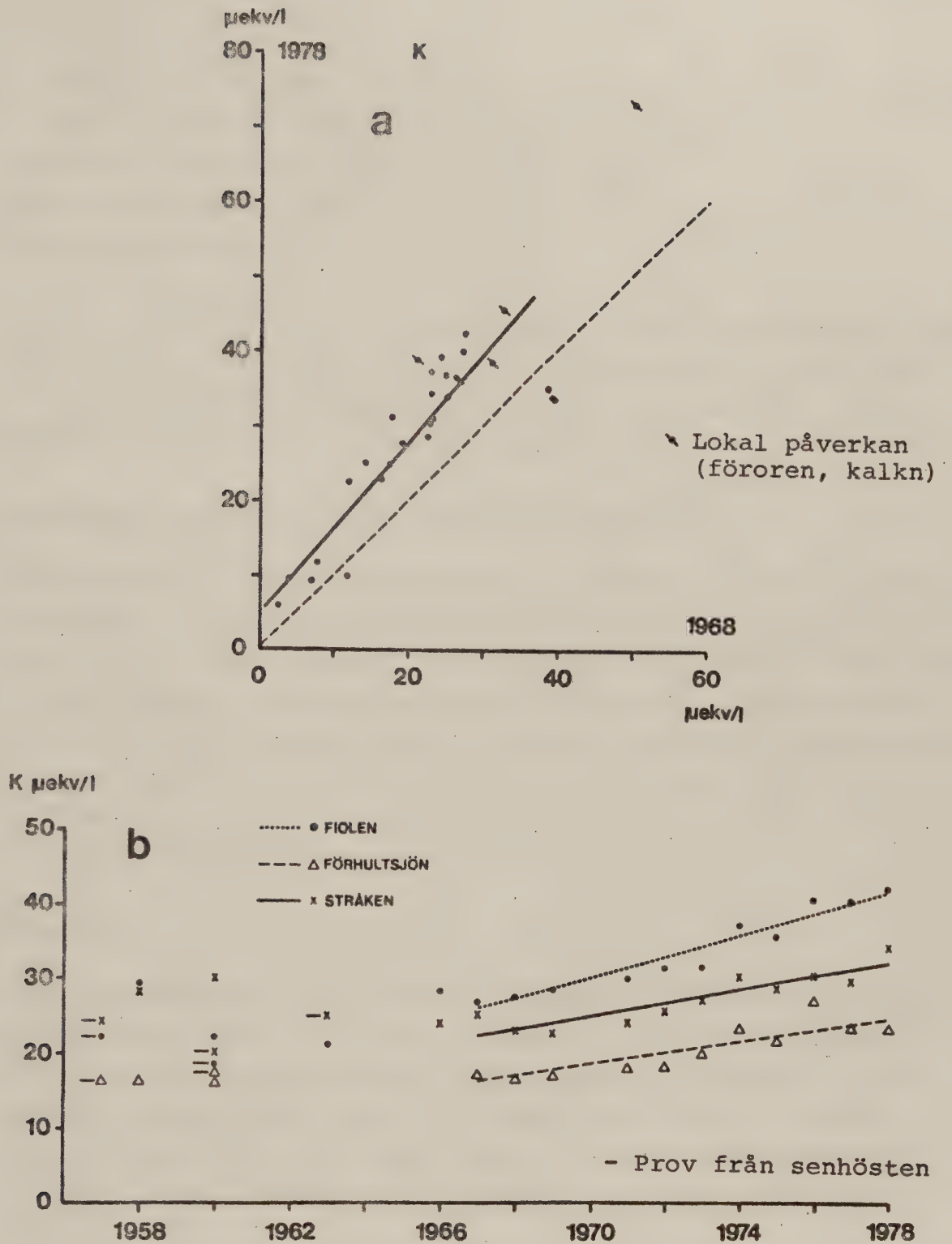


Fig 18. Kalium.

a. Koncentration i 28 Aneboda-sjöar 1968 och 1978. Regr.ekv, det.koeff. och sign.nivå (t-test) för ej påverkade sjöar (n=24): $1,15+4,89$; $r^2=0,82$; $p>0,1$

b. Koncentration i 3 Aneboda-sjöar 1957-1978. Regr.ekv, det.koeff. och sign.nivå (t-test) 1967-1978:

Fiolen : $y = 1,4x + 25$; $r^2 = 0,88$; $p<0,001$

Förhsj : $y = 0,7x + 16$; $r^2 = 0,66$; $p<0,002$

Stråken: $y = 0,9x + 22$; $r^2 = 0,80$; $p<0,001$.

av odlad mark i tillrinningsområdet är relativt stort. Exempel på sådana sjöar är Bråtasjön, Fiolen och Skeppshultsjön. Fem försurade sjöar hade markant lägre kaliumhalt än övriga och koncentrationsökningen från 1968 till 1978 var i dessa sjöar mycket begränsad.

Fiolen, med relativt stor andel åker i tillrinningsområdet, hade under 1967-78 en högre halt och en större ökning än de mindre jordbrukspåverkade Förhultsjön och Stråken (Fig 18b). Under perioden 1957-67 synes inte kaliumhalten nämnvärt ha förändrats.

Makrokonstituenten i västra och östra området

Förändringarna i jonkoncentrationen i sjöarna i västra området från 1960 till 1978 var små. Natrium- och sulfathalterna har ökat (+ 9 %), medan övriga konstituenten förändrats obetydligt. I östra områdets sjöar har koncentrationerna av alla makrokonstituenten utom kalcium och alkalinitet ökat. Bland katjonerna ökade natrium mest (+ 22 %) och bland anjonerna sulfat (+ 30 %). Alkaliniteten har minskat något mellan 1960 och 1972, men därefter varit oförändrad.

Närsalter

Medan variationen under året av makrokonstituenten (med undantag för alkalinitet) är liten, fluktuerar halterna av kisel och oorganiskt kväve markant. Skillnaderna i kiselhalt under året och mellan olika sjöar är mycket stor (Fig 19). Variationerna avspeglar skillnader dels i sjöarnas påverkan från omlandet, dels i deras volym och dels i den biologiska aktiviteten.

I Fiolen är den årliga tillrinningen liten i förhållande till sjöns volym och kiselhalten är hela året låg. Tillskottet av kiselrikt markvatten till Frejen är mycket stort, men förrådet i den grunda sjön (maxdjup 2 m) är litet och konsumeras snabbt av kiselalger på våren. Även till Skärshultsjön är kiseltillförseln stor, men den större vattenvolymen i denna 13 m djupa

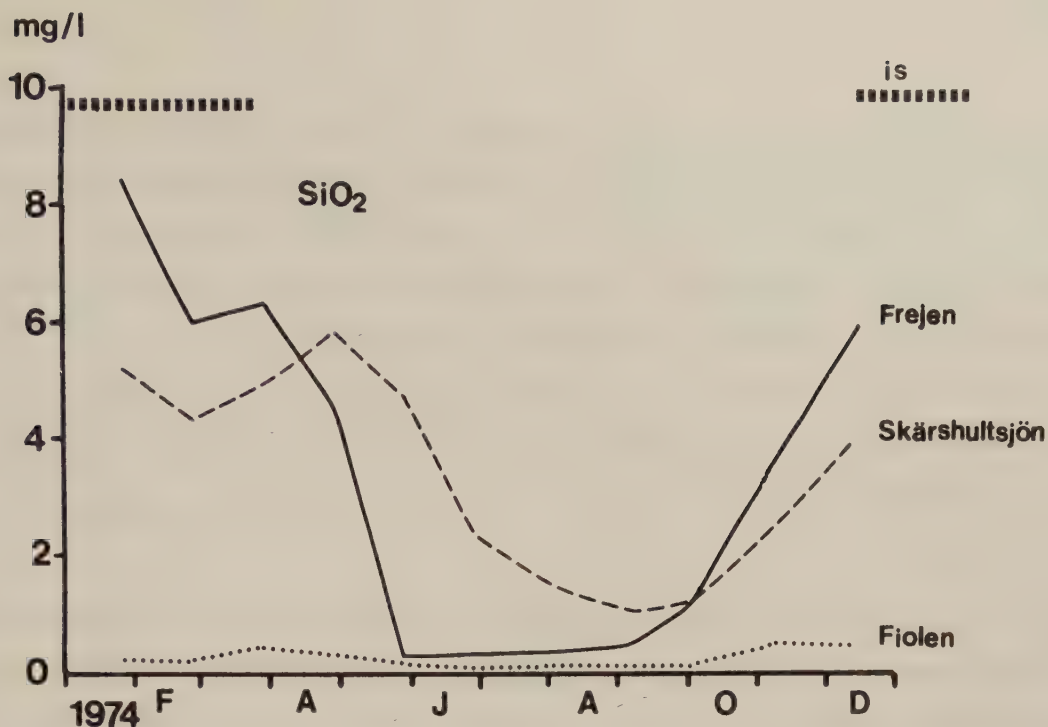


Fig 19. Variation i kiselhalt ($\text{mg SiO}_2/\text{l}$) i ytvattnet (1 m) i tre Aneboda-sjöar under 1974.

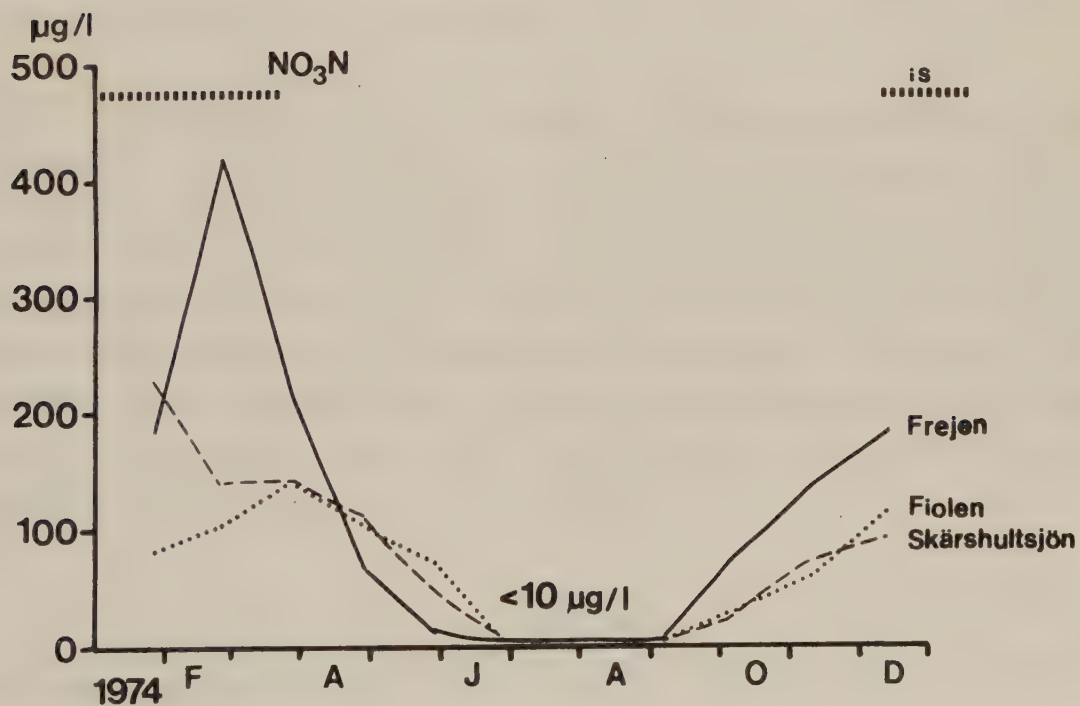


Fig 20. Variation i nitrathalt ($\mu\text{g NO}_3\text{N}/\text{l}$) i ytvattnet (1 m) i tre Aneboda-sjöar under 1974.

sjö kan magasinera större mängder kisel, varför reduktionen på våren och sommaren går betydligt långsammare än i Frejen. Olikheter i tillförsel och halter av kisel är av mycket stor betydelse för organismsammansättningen i Aneboda-områdets sjöar. Diatoméer och chrysofycéer är fåtaliga i Fiolen, men rikligt förekommande i Frejen under våren och i Skärshultsjön under våren och sommaren. Bestämning av kiselhalt har genomförts mindre regelbundet, varför eventuella långtidsvariationer inte kan utvärderas.

Halterna av olika kvävefraktioner varierar också under året och speciellt gäller detta nitrathalten (Fig 20). Nitrathalterna sommartid är i regel låga ($<5 \mu\text{g N/l}$) i alla sjöar och endast nederbördsrika år, exempelvis 1977, kan halter överstigande $100 \mu\text{g N/l}$ uppmätas. Halten totalkväve var sommartid 1968-78 i flertalet sjöar $0,3 - 0,6 \text{ mg N/l}$ eller något högre i humösa sjöar. Någon tendens till förändring under perioden har inte registrerats. Tillförlitliga uppgifter om kvävekoncentrationer från äldre tid saknas.

Totalfosforhalten är låg i området sjöar och merparten hade under 1968-78 halter omkring $10 \mu\text{g P/l}$. I de försurade klarvattenssjöarna var halten ca $5 \mu\text{g P/l}$, medan de försurade humösa sjöarna hade en halt mellan 10 och $15 \mu\text{g P/l}$. Jämfört med äldre värden finns tendenser till lägre totalfosforhalt i Skärshultsjön, oförändrad halt i Fiolen och högre halt i Stråken (Tab 9). I Frejen har uppenbarligen fosforhalten ökat sedan 1934. Medelvärdet av analyser från 1968-78 var $32 \mu\text{g P/l}$ ($n=10$) och lägsta uppmätta koncentration var $24 \mu\text{g P/l}$.

	Skärshultsjön	Fiolen	Stråken	Frejen
1938, (Lohammar 1938) ($n=1$)	16	8	9	18 (1934)
1938, (Åberg & Rodhe 1942) ($n=3-4$)	16	10	12	-
1968-69, (förf opubl) ($n=2$)	10,5	8,5	13,0	27,5
1978-79, (förf opubl) ($n=2$)	12,5	10,0	14,5	33,5

Tabell 9 . Totalfosforhalter ($\mu\text{g P/l}$) i ytvatten.

Den av Lohammar (1938) och Åberg & Rodhe (1942) använda analysmetoden för totalfosfor bedöms som tillförlitlig. Däremot har fosforvärden från Gessner (1934) ej medtagits då de enligt Lohammar (op cit., p 23) "vollkommen wertlos sind". Variationen av totalfosfor under året är av liten omfattning.

Kvoten totalkväve:totalfosfor (viktbasis) var i den dominerande sjötypen under 1970-talet 30-40. I Aneboda-områdets sjöar och i många andra oligotrofa sjöar på Sydsvenska höglandet är troligen fosforhalten tillväxtbegränsande och avgörande för algbiomassans kvantitativa utveckling, medan kiselhalten torde ha en avgörande inverkan på algsamhällenas kvalitativa sammansättning.

Vattenfärg och siktdjup

Spännvidden i sjövattnens humushalt är stor - från en vattenfärg på 2-4 mg Pt/l i Klintsjön och Nässjön till över 200 mg Pt/l i Frejen vissa år. Från 1967 till 1976 minskade vattenfärgen i många sjöar. Detta var säkert orsakat av en reducerad humustillförsel p g a mindre tillrinning och en fotokemisk avfärgning under den nederbördsfattiga perioden 1969-76 (jfr Åberg & Rodhe 1942). Äldre vattenfäragsdata har inte bearbetats, men en kontroll av materialet visar att en tydlig minskning ägt rum i en del sjöar från 1928 till 1976. Lönnerblad (1931) mätte inte vattenfärgen men angav sjöfärgen i en tregradig skala (klar, gelb, braun). Klassificeringen är självfallet subjektiv, men flera sjöar som 1928 klassificerades som gula och några som bruna hade under 1970-talet klart vatten. Förhultsjön klassades 1928 som brun, hade 1940-60 en vattenfärg på ca 40 mg Pt/l (Thunmark opubl), men under 1967-78 var medelvärdet 10 mg Pt/l (n=10) och översteg aldrig 20 mg Pt/l. Förändringen är registrerbar även beträffande siktdjup (se nedan) och tycks ha pågått under perioden 1950-78. Minskning i humushalt har ägt rum i såväl försurade som icke försurade sjöar, men är inte generell.

I exempelvis Skärshultsjön har vattenfärgen varit tämligen oförändrad sedan slutet av 1930-talet, med undantag för en reduktion under 1970-talets första hälft.

Förändringen i siktdjup 1928-78 var mycket olikartad i sjöarna, men i samtliga försurade sjöar hade siktdjupet ökat (Fig 21, Tab 10). Sjöar med reducerad vattenfärg 1967-76 hade genomgående högre siktdjup under perioden. En siktdjupsökning i humösa sjöar är också påtaglig, medan skillnaden mellan undersökningsåren är mindre uttalad i "övriga sjöar", bland vilka de "klassiska Aneboda-sjöarna" Fiolen, Skärshultsjön, Stråken m fl inordnats (Tab 10). Störst är ökningen i Förhultsjön och Hacksjön (ej försurade) samt i Nässjön (försurad) (Tab 10). Från Förhultsjön finns uppgifter (Thunmark opubl) som antyder, att förändringar pågått under flera decennier. Orsaken till den kraftigt ökade transparensen och den reducerade vattenfärgen i dessa sjöar är oklar, men kan ha samband med åtgärder inom tillrinningsområdena, exempelvis torrläggning av myrområden.

	1928	1968	1969	1971 ¹⁾	1978
Försurade sjöar (n=5)	3,0	4,3	3,2	4,7	4,1
Humösa sjöar (n=4)	1,2	2,0	2,0	2,1	1,7
Övriga sjöar (n=8)	3,3	4,3	3,8	4,3	3,9
Förhultsjön	2,4	>6	4,9	4,7	5,5
Hacksjön	1,6	>4,3	>4,3	4,2	4,5
Nässjön	2,9	-	-	8,6	6,9

Tabell 10. Siktdjup (m) sommartid i Aneboda-sjöar 1928, 1968, 1969, 1971 och 1978.

¹⁾ Inkluderar mätningar gjorda av länsstyrelsen i Växjö.

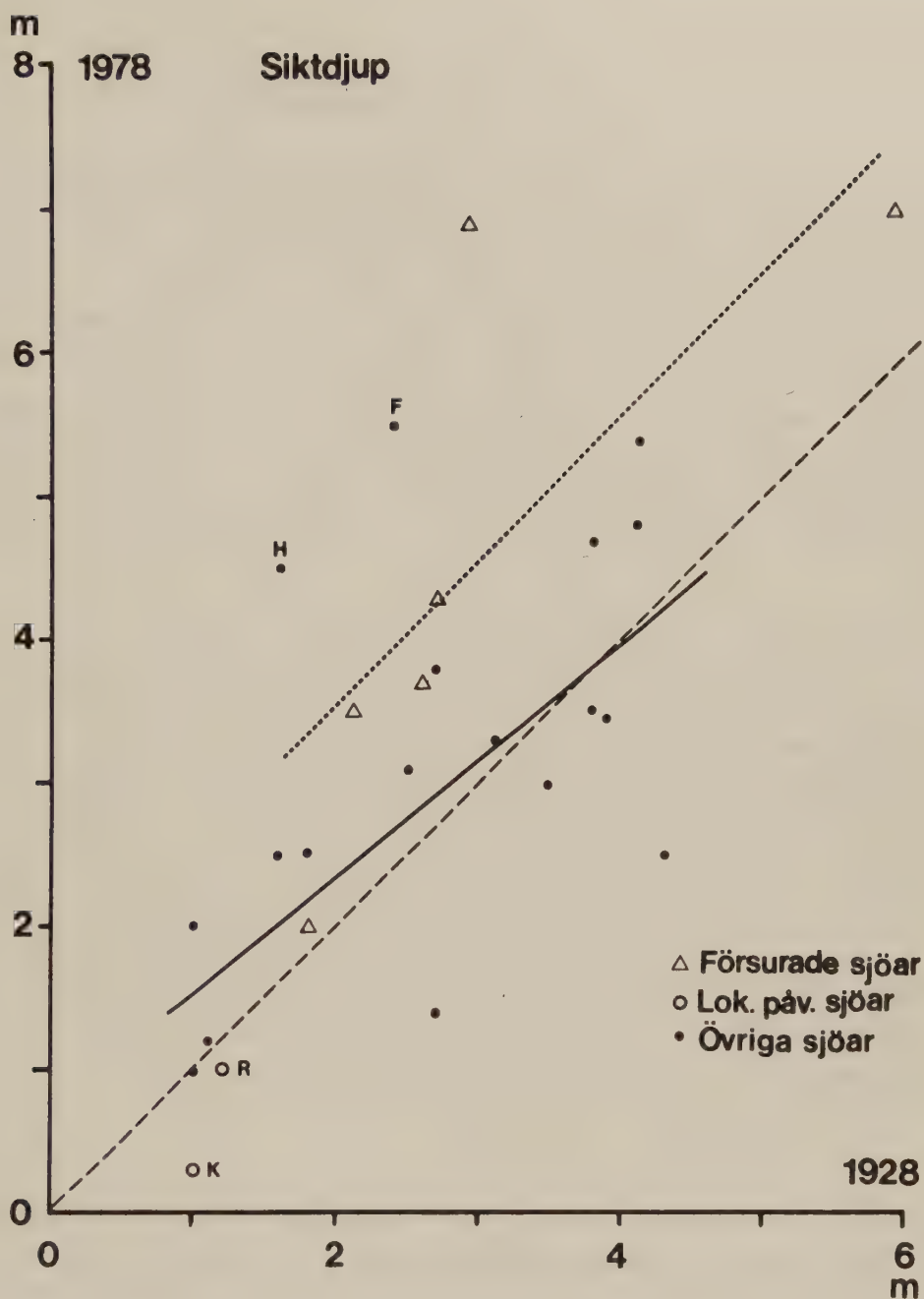


Fig 21. Siktdjup i 26 Aneboda-sjöar 1928 och 1978.

De lokalt påverkade sjöarna är Kalven (förorenad av avloppsvatten) och Ryssegöl (kalkad, m m). Förändringen i Hacksjön och Förhultsjön beskrivs i texten.

Regressionsekvation, determinationskoefficient och signifikansnivå för skillnaden mellan lutningen på regressionslinjerna och linjen $y = x$ (t-test):
 Försurade sjöar: $y = 1,03x + 1,46$; $r^2=0,59$; $p>0,1$; $n=6$
 Övriga sjöar : $y = 0,82x + 0,71$; $r^2=0,56$; $p>0,1$; $n=15$.

DISKUSSION

Förändringar av pH och alkalinitet

I många områden i södra Sverige och Norge har en omfattande försurning av sjöar och vattendrag ägt rum under senare tid (Dickson 1975, Wright & Gjessing 1976). Trots en hög belastning med sura och försurande ämnen har de undersökta Aneboda-sjöarna i stor utsträckning undgått att försuras. Om eutrofierade sjöar frånräknas, bedöms hälften av sjöarna 1978 ha haft samma pH som för 50 år sedan, medan en svag tendens till försurning ($-0,3$ - $0,5$ enheter) fanns i en fjärdedel av sjöarna. Resterande sjöar var klart försurade (pH-nedgång ≥ 1 enhet, jfr Fig 6).

Under perioden 1967-78, då 10 sjöar provtagits årligen och ytterligare 20 mer oregelbundet, har pH-förändringen varit obetydlig. Inte heller i det begränsade antal sjöar som kontrollerats i Lidhults- och Lenhovda-områdena har någon omfattande försurning under 1970-talet kunnat beläggas. Dessa sjöar hade 1960 (Malmer 1961) ett relativt lågt pH (ca 6) och endast i några har en ytterligare försurning om ca $0,5$ pH-enheter registrerats. Resultaten kontrasterar mot de uppgifter om en omfattande och snabb försurning under 1970-talet som rapporterats från Kronobergs län (Malmer 1975, Länsstyrelsen i Kronobergs län 1979).

Flera förhållanden kan bidra till denna divergens. Sjöarna i mellersta delen av länet, inklusive Aneboda-sjöarna, har högre buffertkapacitet än sjöarna i övriga delar av länet och möjligen är jordbrukspåverkade sjöar med högre buffertkapacitet överrepresenterade i Aneboda-materialet. Vidare bygger de stora länsöversikterna på jämförelser mellan förhållanden under två eller ett fåtal år med kort tidsmellanrum. Tillfälliga avvikelser i pH under ett år kan härvid ha stor inverkan vid jämförelser. I södra Sverige var 1977 ett nederbördsrikt år med låga pH i sjöarna (jfr Fig 7, Skärshultsjön) och vid jämförelse av resultaten från de stora länsundersökningarna 1971 och 1977 (Länsstyrelsen

G-län 1979) kan därför försurningstendensen lätt överskattas.

Det material som bearbetats i föreliggande arbete visar att sjöförsurningen i stora delar av Sydsvenska höglandet varit mycket begränsad under 1970-talet men att en försurning ägt rum före denna period. Påfallande höga pH-värden uppmättes i flera sjöar omkring 1955, varefter en tydlig nedgång ägt rum till omkring 1960 (jfr Fig 7). Misstanken om att ett systematiskt analysfel kan ha förekommit vid Aneboda-laboratoriet i mitten av 1950-talet måste avskrivas eftersom samma tendens finns i andra laboratoriers mätningar (Andersson et al. 1973, Bil 26). Det är mer troligt att det årsmönster, som finns i nederbördens pH med högre värden 1955-56 och lägre värden därefter, (Granat 1972, jfr även Fig 4) återspeglas i sjövattnens pH-förhållanden. En mindre pH-nedgång under perioden 1955-60 var karakteristisk för sjöar med oförändrat pH eller svag tendens till pH-sänkning. I de försurade Aneboda-sjöarna tycks pH-sänkningen ha påbörjats ännu tidigare. Tyvärr har dessa besökts mycket sporadiskt, varför man endast mycket grovt kan ange att försurningen måste ha startat mellan 1937 och 1958. Jämför även Tabell 3.

Alkalinitetsminskningen var också av liten omfattning 1968-78 (Fig 12) och trots syradepositionen har även sjöar med låg alkalinitet (5-20 uekv/l) bibehållen buffertkapacitet. Under perioden 1958-67 (Fig 12b) och kanske ännu tidigare (Tab 8) tycks däremot en betydande alkalinitetsminskning ha ägt rum.

Resultaten visar således att försurningen i de undersökta delarna av Sydsvenska höglandet är en förhållandevis långsam process som påbörjats redan före 1960. Det är emellertid troligt, att den meteorologiskt orsakade minskade avrinningen under 1970-talet i centrala och östra delarna av Sydsvenska höglandet haft en gynnsam inverkan på pH- och alkalinitetsförhållandena. En återgång till "normal" avrinning kan därför befaras resultera i en sänkning av alkaliniteten och pH i många sjöar. En fortlöpande kontroll av de kemiska förhållandena i ett urval av sydsvenska sjöar är därför angelägen.

Koncentrationsändringar hos makrokonstituenten

De avvikande meteorologiska och hydrologiska förhållandena under 1970-talet har starkt påverkat konduktiviteten och koncentrationen av makrokonstituenten i Aneboda-områdets sjöar. Det är känt att konduktiviteten ökar och att proportionerna mellan sulfat och alkalinitet ändras under och efter torrår (Ohle 1953, Ahl 1966). Ett omvänt samband mellan konduktivitet och avrinning registrerades 1964-72 i Hjälmaren-Mälaren (Ahl 1973). I Aneboda-materialet är ett sådant samband synligt som en ökad konduktivitet under åren 1938-40, 1960, 1970 och under mitten av 1970-talet (Fig 10). "Torrårseffekten" är också märkbar genom en koncentrationsökning av flertalet makrokonstituenten, exempelvis sulfat 1960, 1974 och 1977 (Fig 13b). Den successiva ökningen av elektrolytinnehållet 1967-78 är sannolikt till stor del orsakad av en meteorologiskt-hydrologiskt betingad koncentrerings av komponenterna i sjövattnet.

Denna koncentrerings försvårar i hög grad utvärderingen av eventuella långsiktiga vattenkemiska förändringar orsakade av andra storskaliga processer, exempelvis nederbördens förurning. Den atmosfäriska tillförseln av joner är av stor betydelse för vattnets kemiska sammansättning i sjöar på Sydsvenska höglandet (Malmer 1975, Andersson 1971). En ökad atmosfärisk deposition av syra och svavel bör därför resultera i en minskad bikarbonathalt, och en ökad sulfathalt.

En annan återkommande hypotes i förurningssammanhang är att en tilltagande syradeposition orsakar en ökad markurlakning av kationer med efterföljande ökning av koncentrationen i sjövattnet. I elektrolytfattiga sjöar i Dalarna och Norrbotten ökade kalciumandelen från mitten av 1930-talet till 1974 parallellt med en markant sulfatökning och alkalinitetsminskning (Andersson 1977). Almer et al. (1978) redovisar ett ökat markläckage av kalcium, magnesium, natrium och kalium i starkt försurade områden. I smålandsmaterialet är det svårare att belägga en sådan förändring. Förutom av "torrårseffekten" kompliceras jämförelsen mellan data från 1960 (Malmer 1961) och 1967-78 (förf opubl) av

följande faktorer:

1. Året 1959/60 var också "onormalt" med mycket låg vattenföring följt av riklig nederbörd under hösten 1960.
2. Flera sjöar provtogs 1960 under senhösten.
3. Olika metodik har använts 1960 och 1967-78.

Ett försök har gjorts att analysera hur mycket av den konstaterade koncentrationsökningen av makrokonstituenten som är hydrologiskt betingad och hur mycket som orsakats av andra faktorer. Genom att sortera bort dels sjöar med lokal påverkan, dels höstprov samt dela upp jämförelsen på två perioder; a) 1960 och 1968 samt b) 1967+68 och 1977+78, bör "torrårseffekten" under 1970-talet kunna urskiljas.

Under perioden 1960-68 ändrades inte det totala joninnehållet nämnvärt men väl proportionerna mellan anjonerna (Fig 22a). Sulfat ökade markant medan alkalinitet och klorid reducerades. Halterna av magnesium, natrium och kalium var opåverkade. Från 1967-68 till 1977-78 ökade koncentrationen av samtliga makrokonstituenten (utom alkalinitet) men proportionerna mellan jonerna bibehölls (Fig 22b). Ökningen var procentuellt lika stor (ca 35 %) för katjonerna, sulfat och klorid, vilket antyder att det är fråga om en koncentrerings. En svag alkalinitetsnedgång var märkbar. Förändringen under 1960-68 är väl korrelerad med en ökning av svavel- och syradepositionen över södra Sverige i början av 1960-talet (Granat 1972, 1978). Detta styrker ytterligare hypotesen att försurningspåverkan på sjöarna på Sydsvenska höglandet var störst omkring eller omedelbart före 1960. Koncentrationsändringar av katjoner, orsakade av ökad markurlakning, kan inte fastställas. I Lidhults-området var förändringarna 1960-78 mycket små, medan en ökning av sulfat, natrium och magnesium ägt rum i Lenhovda-områdets sjöar. (Fig 23).

En återgång till "normala" avrinningsförhållanden bör vid oförändrad atmosfärisk tillförsel resultera i en utspädning av makrokonstituenterna. Beträffande alkalinitet, som minskat något

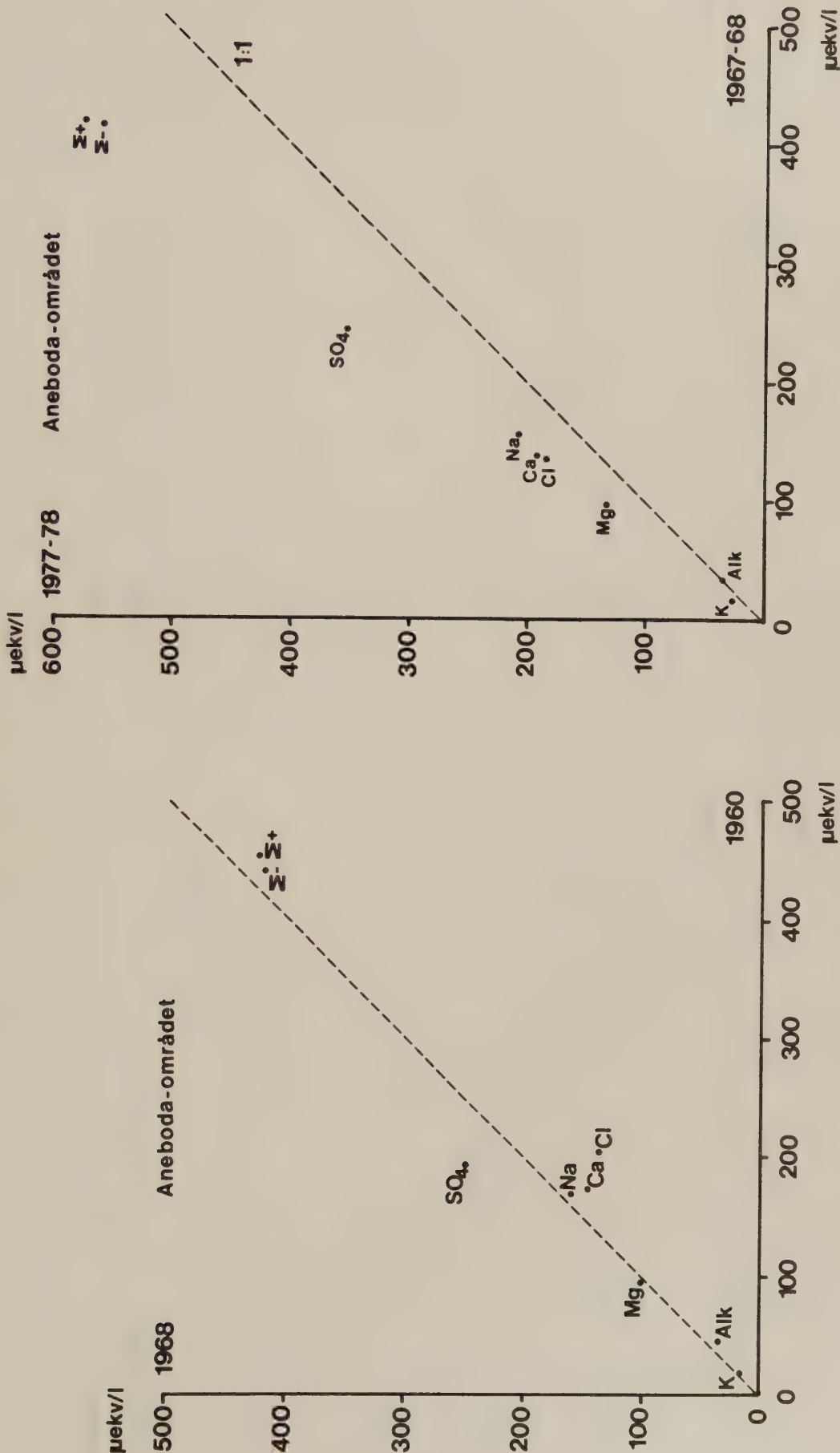


Fig 22. Koncentrationer av makrokonstituenterna och jonsummor i fem sjöar i Aneboda-området samt 1967-68 och 1977-78 (till höger). De fem sjöarna är Fiolen, Förhultsjön, Gårdsjön, Gyltassjön och Skärhultsjön.

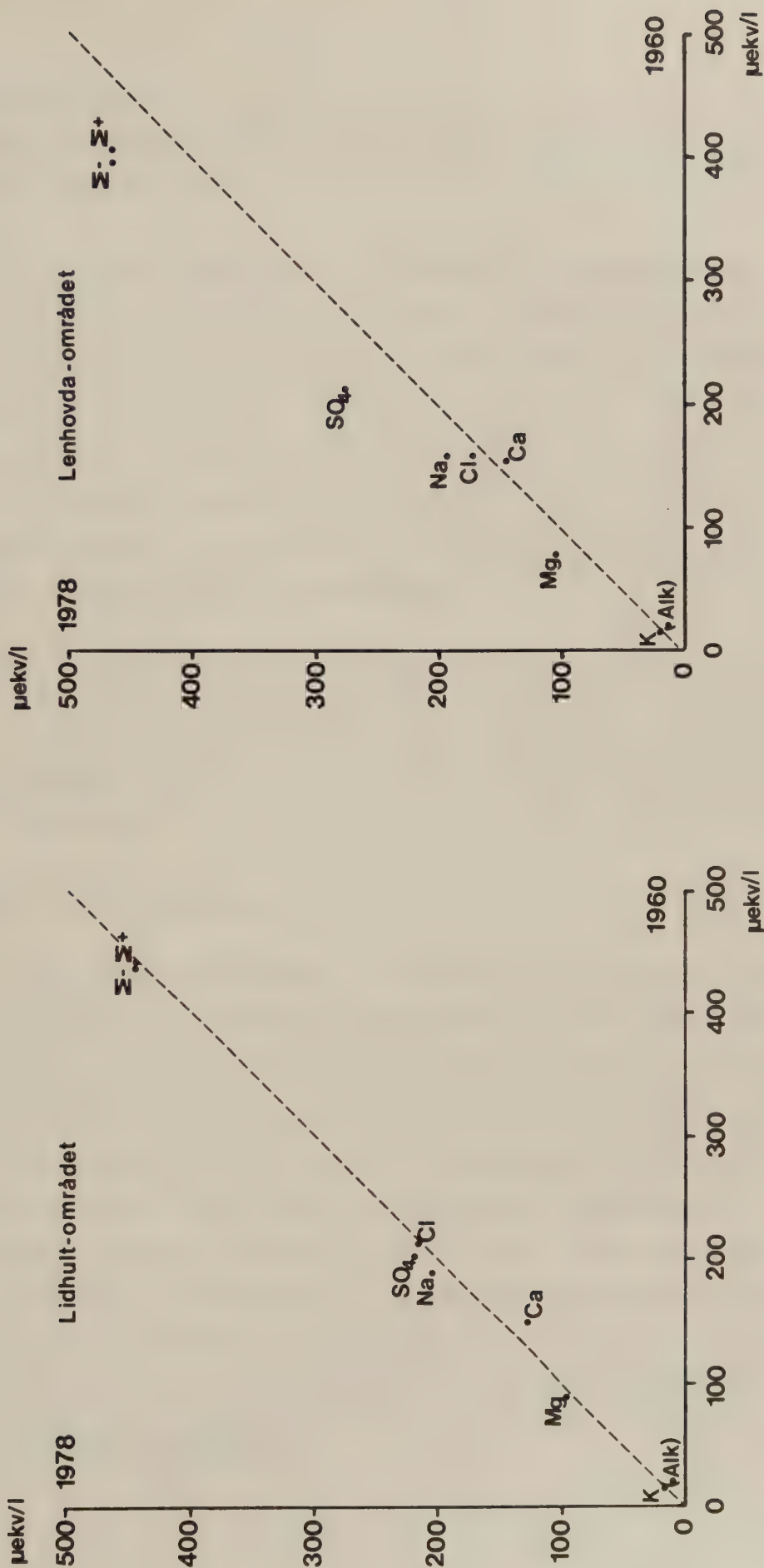


Fig 23. Koncentrationer av makrokonstituentier och jonsummer 1960 och 1978 i fem, ej lokalt påverkade sjöar dels i västra delen av Sydsvenska högländet (till vänster), dels i östra delen av Sydsvenska högländet (till höger). Ingående sjöar är i västra delen: Hallasjön, Kvarnsjön, Sävsjön, Torserydssjön och Örsjön samt i östra delen: Björnsjön, Hedasjön, Losjön, Sandsjön och Visjön.

under 1970-talet, innebär detta en ytterligare sänkning, vilket i svagt buffrande sjöar kan ge upphov till en försurning eller minskad pH-stabilitet.

Trots en stegrad emission av svavel- och kväveoxider i Europa under 1960- och början av 1970-talet (OECD 1979) har våtdepositionen av syra och svavel över Sydsverige varit tämligen oförändrad sedan mitten av 1960-talet (jfr Fig 4). Möjligen kan detta vara en kortvarig företeelse orsakad av låg nederbörd under mitten av 1970-talet. Den förhöjda svavelemissionen bör över en längre tidsperiod ge en ökad syra- och svaveltillförsel med nederbörden, vilket skulle innebära en ytterligare belastning på sjöarnas buffringsförmåga.

Till konstaterandet att pH- och alkalinitetsförhållandena i flertalet av de centralsmåländska sjöarna var tillfredsställande i slutet av 1970-talet, måste man således addera allvarliga farhågor om att situationen av flera anledningar snabbt kan försämrast.

Förändringar i siktdjup

Den konstaterade nedgången i vattenfärg och ökning av siktdjupet i Aneboda-sjöarna sammanhänger också med den lägre humiditeten under 1970-talet. Förändringar är dock märkbara redan 1967-69 och ytterligare någon storskalig styrfaktor torde inverka. I samtliga försurade Aneboda-sjöar har transparensen ökat från 1928 till 1978 (Fig 21, Tab 10). Från försurade sjöar i Sydvästsverige har stora siktdjupsökningar rapporterats (Almer et al. 1974). Minskad humustillförsel från försurningspåverkat omland och/eller utfällning av humusämnen tillsammans med aluminiumkomplex har föreslagits som orsak (Dickson 1978). Den stora siktdjupsökning som har ägt rum i två ej försurade Aneboda-sjöar (Förhultsjön och Hacksjön) torde kunna vara orsakad av åtgärder inom tillrinningsområdena.

Inverkan av jordbruksverksamhet

Åtgärder inom jordbruket såsom markberedning, dränering, användning av natur- och handelsgödsel samt kalk påverkar dräneringsvattnet från den odlade marken med effekter på koncentrationen av makrokonstituenten och närsalter i vattendrag. Läckaget av kväve och fosfor från åkermark i södra Sverige är av storleksordningen 5-86, resp 0,01-2,2 kg/ha och år (Brink et al. 1979).

Eutrofieringseffekter av kväve från åkermark har rapporterats av Ahl & Odén (1972) och jordbrukets bidrag till närsalttransporten till sjöarna i förhållande till andra källor är betydande (Ahl & Odén 1975). Brink et al. (1979) redovisar kaliumhalter i yt- och dräneringsvattnet från gödslade ler- och sandjordar i södra Sverige mellan 0,6 och 7 mg K/l (ett stallgödsel försöksområde utelämnat), vilket omräknat till areell förlust innebär 1,1-23 kg K/ha och år. Markförluster av övriga makrokonstituenten har studerats av Wiklander (1970), och för Småland redovisas följande medelvärden på halter i dräneringsvattnet från odlad mark; kalium 32,5, magnesium 8,0, natrium 12,2, kalium 4,9, klorid 27,4 och sulfat 52,2 mg/l.

Kaliumgivan till åkermark i Kronobergs län var i början av 1970-talet ca 40 kg/ha och år. I de Aneboda-sjöar som är påverkade av jordbruksverksamhet var kaliumhalten tydligt förhöjd (1978 >30 µekv/l). I sjöar med ingen eller obetydlig åkerareal i tillrinningsområdet var kaliumhalten 1978 20-30 µekv/l och i de försurade sjöarna klart lägre (2-12 µekv/l) (Fig 18a).

Kalkförbrukningen i svenskt jordbruk var under åren 1920-50 ca 200 000 ton CaO, men minskade därefter med mer än 50 % (Johansson 1966). Enligt uppgifter från lantbrukare i Aneboda upphörde åkerkalkning i det närmaste under 1960-talet, men har sedan mitten av 1970-talet återupptagits. Kalciumhalten är förhöjd i de Aneboda-sjöar som ligger i jordbruksbygd men

Medan vattnet i skogsl lysimetrarna helt saknar alkalinitet, har dräneringsvattnet från åkermarken en avsevärd buffertkapacitet. Differensen måste till stor del vara orsakad av åkerkalkningen. De konstaterade försurningseffekterna i många centralsmåländska sjöar är av liten omfattning, sannolikt beroende på ett kontinuerligt tillskott av välbuffrat dräneringsvatten från odlad mark.

Den dominerande motåtgärden mot sjöförsurning har i Sverige varit sjökalkning medan en tveksamhet funnits mot markkalkning (Dickson 1976). I områden med lägre specifik vattenavrinning och där odlad mark finns i sjöarnas tillrinningsområden torde en fortsatt eller återupptagen åkerkalkning ge mer långsiktiga effekter på sjöarnas pH- och alkalinitetsförhållanden än direktkalkning i vattnet.

Natur- och handelsgödsel innehåller stora mängder svavel, klor och kväve och halterna av sulfat, klorid och nitrat var också förhöjda i åkerlysimetrarnas vatten (Tab 11). Däremot var koncentrationsskillnaderna beträffande kalium små.

Användningen av kalk och kalium på åkermark kan också spåras genom en tendens till ökad halt av elementen i Fiolens ytse-diment, medan någon motsvarande ökning inte finns i sedimentet i Skärshultsjön (Tab 12).

Jordbruksaktiviteten vid Fiolen har däremot inte orsakat någon registrerbar ökning av fosforhalten vare sig i sedimentet (Tab 12) eller i vattnet (Tab 9).

Sediment- nivå, cm	FIOLEN				SKÄRSHULTSJÖN			
	Ca	Mg	K	P	Ca	Mg	K	P
0 - 2,5	4,1	1,5	1,1	2,8	4,9	1,4	0,7	1,7
2,5 - 5	4,1	1,6	1,0	3,0	5,3	1,5	0,9	1,7
5 - 7,5	3,9	1,4	0,9	3,2	4,9	1,5	0,4	1,7
7,5 - 10	3,9	1,3	0,9	3,3	5,0	1,6	0,9	1,7

Tabell 12. Halter av kalcium, magnesium, kalium och totalfosfor (mg/g torrsvikt) i sediment från Fiolen och Skärshultsjön. Andelen åker i Fiolens tillrinningsområde är ca 15 % och i Skärshultsjöns högst 5-6 % varav en del extensivt brukat. Material från Lars Bengtsson (opubl) analyserat i samarbete med förf.

Förändringar orsakade av vägsaltspridning

Sedan flera år tillbaka har kalciumklorid spridits på grusvägar i dammbindande syfte. Enligt uppgift från Statens Vägverk i Växjö har förbrukningen i Kronobergs län i stort varit oförändrad under de senaste tio åren och av storleksordningen 3 000 ton per år. Förbrukningen av natriumklorid för halkbekämpning är starkt beroende av vintervädret men mer omfattande spridning för "kemisk halkbekämpning" på större belagda vägar under 1970-talet har höjt förbrukningen. Totalt spreds 1977-78 ca 7 000 ton per år.

Koncentrationsökningar av klorid (Fig 14a) och natrium (Fig 17a) är tydliga i sjöar där större vägar löper genom tillrinningsområdena. Effekter orsakade av spridning av kalciumklorid kan inte säkert beläggas. Den allmänna koncentrationsökningen av makrokonstituenten under 1970-talet maskerar delvis effekten av vägsaltspridningen. En jämförelse har därför gjorts mellan en av vägsalt opåverkad sjö (Skärshultsjön), en

måttligt påverkad sjö (Värmen) och en starkt påverkad sjö (Frejen) (Fig 24). Från i stort lika halter i sjöarna 1960 och 1967 av såväl natrium som klorid har skillnaden mellan sjöarna ökat markant till 1978. Kloridökningen var i Skärs-hultsjön ca 45 %, i Värmen ca 100 % och i Frejen ca 115 %. Natriumökningen var mindre; ca 40, 65 resp 90 %. Den större kloridökningen är orsakad av dels en större viktsandel klorid i vägsalt, dels möjligen av spridningen av kalciumklorid sommartid. Klorid är också mer lättrörligt i markvattnet medan natrium delvis kan fastläggas till markkolloiderna.

Vägsaltspridningens inverkan på de vattenkemiska förhållandena i sjöar och vattendrag har tidigare uppmärksammats endast i liten utsträckning. I en översikt över vägars inverkan på omgivande natur (Bäckman et al. 1978) ges ett exempel på en sjö där kloridhalten ökat med ca 50 % under en 20-årsperiod.

Stora koncentrationsökningar orsakade av vägsaltspridning förekommer således lokalt i Lagans och Mörrumsåns källområden. Totalt spreds i Kronobergs län 1977-78 ca 6 000 ton klorid/år (uppgifter från Statens Vägverk, Växjö). Detta motsvarar ca 90 % av den årliga kloridtillförseln med våtdeposition (beräknat på värden från Flahult 1971-73). Den årliga tillförseln av natrium med vägsalt var ca 2 700 ton (70 % av våtdepositionen) och av kalcium ca 1 000 ton (25 % av våtdepositionen). Tillförseln är av så stor omfattning, att en betydande koncentrationsökning orsakad av vägsalt måste föreligga allmänt i de nedre delarna av de större vattendrag som avvattnar Sydsvenska höglandet och andra vägsaltberikade områden i Sverige.

Ekologiska effekter av vattenkemiska förändringar

Makrokonstituenterna utgör baskomponenterna i sötvatten men endast i mindre utsträckning utnyttjas de av organismerna. Ändringar av den omfattning som konstaterats i flera sjöregioner i föreliggande redogörelse torde därför inte ha några omedelbart iakttagbara negativa ekologiska effekter annat än förskjutningar i biocoenosen.

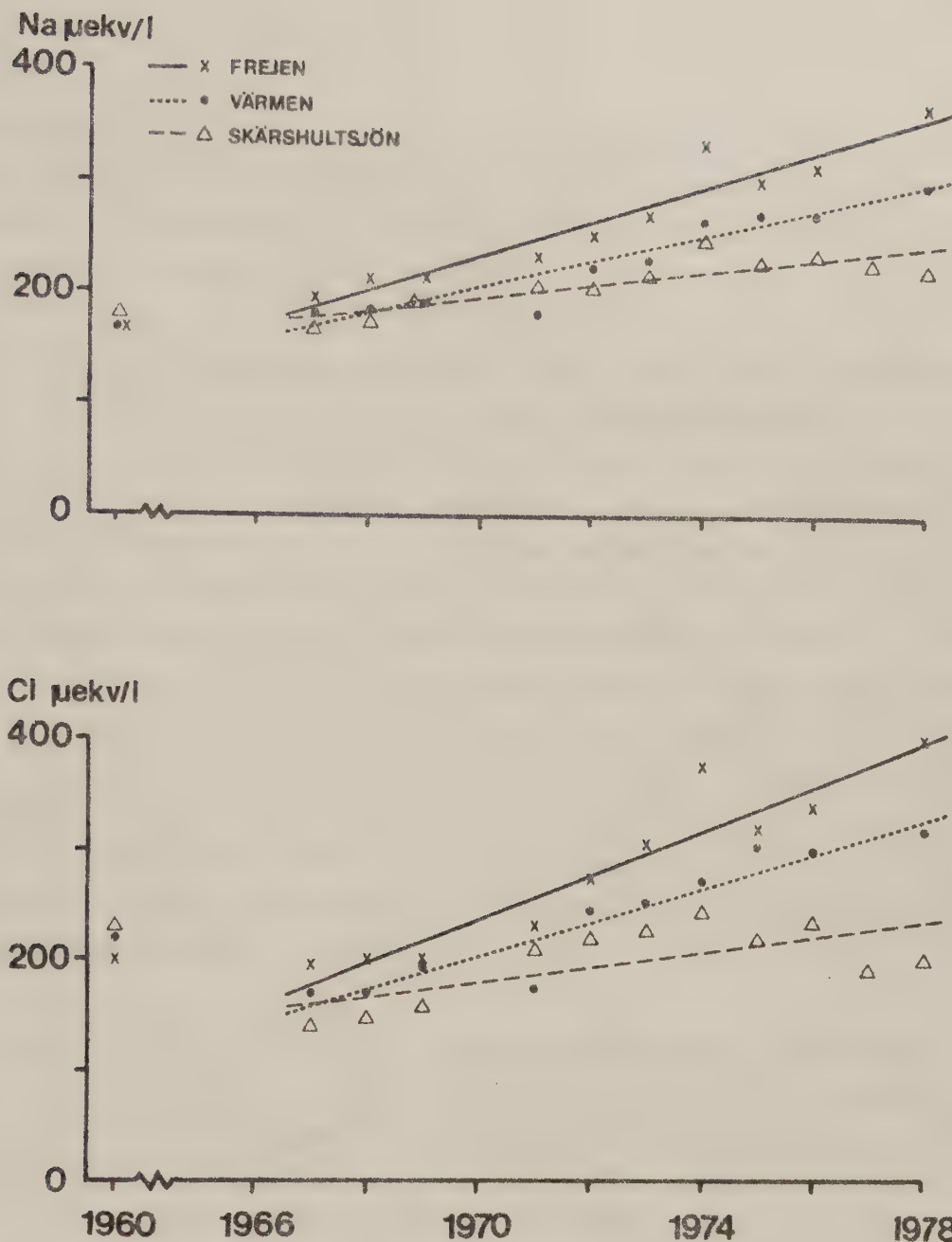


Fig 24. Förändring i natrium- och kloridkoncentration i tre Aneboda-sjöar 1960 - 1978. Frejen och Värmen ligger nära länsväg 30 (Växjö - Jönköping) och är påverkade av vägsalt. Skärshultsjön är ej påverkad av vägsalt. Prov från Värmen 1960 i november, övriga prov från sommaren (juni - september).
Regressionsekvationer, determinationskoefficienter och signifikansnivåer för skillnaden mellan lutningen på regressionslinjerna och x-axeln (t-test):

Natrium:

Frejen : $y = 15,8x + 172$; $r^2 = 0,92$; $p < 0,001$

Värmen : $y = 11,9x + 158$; $r^2 = 0,91$; $p < 0,001$

Skärshsjsj: $y = 5,9x + 173$; $r^2 = 0,73$; $p < 0,001$

Klorid:

Frejen : $y = 19,7x + 159$; $r^2 = 0,89$; $p < 0,001$

Värmen : $y = 15,2x + 143$; $r^2 = 0,90$; $p < 0,001$

Skärshsjsj: $y = 6,8x + 154$; $r^2 = 0,48$; $p < 0,02$.

Däremot resulterar en minskning i vattnens pH och alkalinitet i allvarliga skador på hela ekosystemfunktionen. Ekologiska effekter av försurning har sammanfattats av Leivestad et al. (1976) och av Almer et al. (1978).

De redovisade undersökningarna har inte innefattat organismanalys, varför eventuella biologiska långtidsförändringar är okända. Material eller uppgifter som kan belysa de biologiska förhållandena under tidigare perioder i de nu försurade sjöarna saknas tyvärr nästan helt. Lokala observatörer har rapporterat att mört försvunnit från några av de försurade Aneboda-sjöarna under 1960-talet. Den begränsade pH-nedgången i Skärshultsjön (jfr Fig 7) har inte orsakat någon registrerbar förändring i artsammansättning av zooplankton (Pejler 1975). I den ej försurningspåverkade Fiolen (jfr Fig 7) har B Berzins (manuskript) funnit att inslaget av eutrofiindikerande bentiska och planktiska mikrozoer ökat från 1945/55 till mitten av 1970-talet. Kemiska förändringar orsakade av jordbruksaktivitet är en trolig orsak.

Ökad koncentration och ändrad sammansättning av makrokonstituenten kan möjligen i mindre omfattning påverka sjöekosystemen. Vissa blågrönalger har ett högt natriumbehov och tillväxten gynnas av höga halter (Wetzel 1975). Lägre halter än 4 mg/l (= 175 μ ekv/l) ger nedsatt tillväxt. I flera av Aneboda-sjöarna har natriumhalten under perioden 1967-78 genom koncentrerings samt inverkan av vägsalt ökat från 3-4 mg/l till 4-8 mg/l. Kvoten mellan envärda och tvåvärda katjoner (M:D-kvoten) framhålls av vissa författare som betydelsefull för en del växtplankter (se översikt i Wetzel 1975). M:D-kvoten är i flertalet Aneboda-sjöar ca 0,7, men högre (ca 1,0) i försurade sjöar. I vägsaltpåverkade sjöar har kvoten ökat från 0,7 till 0,8-1,1 (1978). Den konstaterade natriumökningen och den ändrade jonsammansättningen kan således påverka främst artsammansättning och tillväxt av alger. Biologiska undersökningar bör genomföras även om några omedelbart konstaterbara allvarliga effekter inte är troliga.

Viktigare är emellertid att de vattenkemiska förändringarna indikerar pågående storskaliga förändringar i terrestra ekosystem, där långtidsförändringar av flera skäl är svårare att fastställa. En fortsatt uppföljning med regelbunden provtagning i ett antal objekt är därför önskvärd och bör kunna inordnas i det av Statens naturvårdsverk organiserade PMK-programmet. Speciellt mot bakgrund av de miljökonsekvenser, som förväntas av ändrad energiproduktion, framstår långtidsstudier i akvatiska referensområden som nödvändiga.

SAMMANFATTNING

De oligotrofa Aneboda-sjöarna, belägna centralt i Sydsvenska höglandet, har varit föremål för limnologiska undersökningar sedan 1920-talet. Sjöarna ligger i ett basfattigt moränområde med granit- och porfyrberggrund. Barr- och blandskog dominerar och mindre än 10 % av landarealen utgörs av åker. Områdets medelnederbörd är 650-750 mm/år och den specifika avrinningen är 8-9 l/sek·km².

De vattenkemiska förhållandena i 10-30 Aneboda-sjöar har undersökts 1967-78 och resultaten jämförts med data från tidigare undersökningar. Målsättningen har varit att klarlägga långtidsmässiga vattenkemiska förändringar speciellt med avseende på försurningseffekter. Beträffande pH, konduktivitet och siktdjup har värden insamlade under en period av 50 år (1928-78) utvärderats. Koncentrationsförändringar av makrokonstituenten (Ca, Mg, Na, K, alkalinitet /HCO₃/, SO₄ och Cl) har undersökts för perioden 1958-78. Fosfor- och kvävehalter har bestämts, men brist på äldre data begränsar utvärderingsmöjligheterna. Jämförelserna grundas på sommarförhållandena.

Sjöar i två referensområden, ett i västra delen av Sydsvenska höglandet (Lidhults-området) och ett i östra delen (Lenhovda-området) har undersökts i begränsad omfattning.

De meteorologiska och hydrologiska förhållandena i centrala delen av Sydsvenska höglandet har under perioden 1927/28 - 1977/78 varierat markant med inverkan på de vattenkemiska förhållandena i sjöarna. Två längre torrperioder med lågt vattenstånd och låg avrinning förekom under mitten av 1930-talet och under 1970-talet.

Hälften av de undersökta Aneboda-sjöarna hade 1978 samma pH som för 50 år sedan. I 25 % fanns en svag tendens till pH-minskning (-0,2-0,6 enheter) och 25 % var försurade (pH-nedgång ≥1 enhet). I flera sjöar med oförändrat eller obetydligt

förändrat pH fanns en tydlig tendens till pH-minskning under perioden 1955-65. I de försurade sjöarna synes pH-nedgången ha påbörjats före 1960. Någon försurning har inte ägt rum under perioden 1967-78. Sjöar i västra och östra delen av Sydsvenska höglandet hade redan 1960 lägre pH (5,3-6,6) och äldre data antyder att sjöarna redan före 1960 var påverkade av försurning.

Konduktiviteten var under 1970-talet i alla sjöar högre än under tidigare decennier och ökningen från 1928 till 1978 var i flera sjöar större än 50 %. Under 1970-talet har en lägre nederbörd och avrinning orsakat en koncentrerings av sjövattnet med ökad konduktivitet som följd. I västra delen av Sydsvenska höglandet var avrinningen nära normal och konduktiviteten 1978 lika stor som 1960.

Trots en betydande syradeposition har inga större förändringar inom Aneboda-området förekommit i alkalinitet under perioden 1967-78. I sjön Fiolen registrerades dock en signifikant reduktion med ca 1 uekv/l·år. Däremot antyder äldre värden som finns från ett fåtal sjöar en större alkalinitetsminskning före 1967. Förändringarna i sjöarnas pH och alkalinitet sammanfaller väl i tiden med en ökad atmosfärisk syra- och svaveldeposition över södra Sverige 1957-62.

Sulfathalten har ökat markant i samtliga undersökta sjöar från 1967-78. Till stor del är detta hydrologiskt betingat. Även från slutet av 1950-talet till slutet av 1960-talet har en betydande ökning skett, vilken torde ha orsakats av en ökad svaveldeposition. Förhöjda klorid- och natriumhalter uppmättes under 1970-talet i ett tiotal sjöar och ett klart samband förelåg med vinterspridning av vägsalt. Kalcium- och kaliumhalterna var förhöjda i sjöar med odlad mark i tillrinningsområdet. De försurade sjöarna hade klart lägre halter av båda elementen än övriga sjöar. En ökning av magnesiumhalten 1967-78 av storleksordningen 35 % var sannolikt hydrologiskt betingat.

Av närsalterna bedöms fosfor vara produktionsbegränsande och kisel avgörande för algsamhällenas sammansättning. Jämfört med 1930-talet var totalfosforhalten under 1970-talet oförändrad i de få sjöar från vilka äldre värden finns.

Majoriteten av sjöarna hade under 1970-talet lägre vattenfärg och större siktdjup än under tidigare årtionden. I samtliga försurade Aneboda-sjöar var siktdjupet 1978 högre än 1928.

Koncentreringen av sjövattnens joninnehåll under 1970-talet försvårar utvärderingen av exempelvis försurningens betydelse. Inom de basfattiga moränområden som dominerar på Sydsvenska höglandet är den atmosfäriska tillförseln av joner av största betydelse för sjöarnas kemiska sammansättning. I det bearbetade materialet är ett samband tydligt mellan ökad deposition av syra och svavel å ena sidan och alkalinitetsreduktion och sulfatökning i sjöarna å den andra. Den sura nederbörden reducerar sjövattnens alkalinitet och sulfatdominansen bland anjonerna tilltar. Någon ökad urlakning av katjoner har inte kunnat beläggas men kan vara maskerad av det meteorologiskt-hydrologiskt betingade bakgrundsbruset.

I många sjöar, speciellt i den centrala delen av Sydsvenska höglandet, är försurningsprocessen långsam. En sannolik orsak till detta är att dräneringsvatten från tidigare kalkad åkermark har en förhöjd buffertkapacitet, vilket belagts med lysimeterexperiment. Jordbrukspåverkade sjöar motstår därigenom försurningen bättre. Jordbruksaktivitet inom tillrinningsområdet var också märkbar genom högre kalcium- och kaliumhalter i vattnet och i det översta sedimentskiktet.

Spridningen av vägsalt har påverkat joninnehållet i sjöar som mottager dräneringsvatten från större, belagda vägar. Kloridtillförseln med vägsalt ($\text{NaCl} + \text{CaCl}_2$) var 1977-78 i Kronobergs län ca 6 000 ton Cl/år, vilket beräknats motsvara ca 90 % av den årliga kloridtillförseln med våtdeposition. En betydande koncentrationsökning av natrium och klorid förmodas därför föreligga i de nedre delarna av de vattendrag

som avvattnar Sydsvenska högländet.

Tänkbara ekologiska effekter av konstaterade vattenkemiska förändringar diskuteras kortfattat.

LITTERATURFÖRTECKNING

- Ahl, T. 1966. Chemical conditions in Ösbysjön, Djursholm. II. The major constituents. - *Oikos* 17:175-196.
- 1973. Mälarens belastning och vattenkvalitet. - *Scripta Limnol. Upsaliensia*. 332.
- Ahl, T. & Odén, S. 1972. Nya undersökningar ger besked. Åkrarnas kväve gödslar vattnet. - *Forskning och Framsteg* 7:23-26.
- 1975. Närsaltkällor - en översikt. - *Nord.forsk. Miljövårds-sekr. Publ.* 1:99-133.
- Almer, B. et al. 1974. Effects of acidification on Swedish lakes. - *Ambio* 3:30-36.
- Almer, B., Dickson, W., Ekström, C. & Hörnström, E. 1978. Sulphur pollution and the aquatic ecosystem. - I: Nriagu, J. (ed.), *Sulphur in the environment: Part II. Ecological impacts*. John Wiley & Sons, New York, pp. 271-311.
- Andersson, G. 1968. Kemiska förändringar i skånska sjövattnen. - *Vatten* 1968:304-308.
- 1971. Vattenkemi och långtidsmässiga förändringar i Aneboda-området sjöar. - *Stencil. Limnol. inst., Lund*.
- 1977. Kemiska förändringar i sjöar i Norrbotten och sydöstra Dalarna. - *Stencil. Limnol. inst., Lund*.
- Andersson, G., Bengtsson, R. & Ripl, W. 1973. Försurning av sjöar och vattendrag i Kronobergs län. - *Stencil. Lund*.
- Atlas över Sverige. 1953. - Stockholm.
- Björk, S. 1967. Ecological investigation of *Phragmites communis*. Studies in theoretic and applied limnology. - *Folia limnol. scand.* 14.
- Blomgren, N. & Naumann, E. 1925. Untersuchungen über die höhere Vegetation des See Stråken bei Aneboda. - *Acta Univ. Lund.* 2, 21:6.
- Brink, N., Gustavsson, A. & Persson, G. 1979. Förluster av kväve, fosfor och kalium från åker. - *Ekohydrologi* 4. Uppsala.
- Bäckman, L., Knutsson, G. & Rühling, Å. 1978. Vägars inverkan på omgivande natur. I. Vegetation, mark och grundvatten. - *SNV PM 1068*, Stockholm.
- Cronberg, G. & Kristiansen, J. 1980. Synuraceae and other Chrysophyceae from central Småland. - *Bot. notiser* 133: (in press).

- Dickson, W. 1975. The acidification of Swedish lakes. - Inst. Freshwater Res., Drottningholm. Rep. 54:8-20.
- 1976. Ska man kalka skogen, åkern eller i sjön direkt - om syftet är att höja pH-värdet i vattnet? Några synpunkter. - SNV PM 808. Stencil.
 - 1978. Some effects of the acidification of Swedish lakes. - Verh. Internat. Verein. Limnol. 20:851-856.
- Fishman, J.M. 1966. The use of atomic absorption for analysis of natural waters. - Atomic Absorption Newsletter 5:5.
- Gessner, F. 1934. Nitrat und Phosphat im dystrophen See. - Arch. für Hydrobiol. 27:131-161.
- Granat, L. 1972. Deposition of sulfate and acid with precipitation over northern Europe. - Report AC - 20. Institute of meteorology, Stockholm.
- 1978. Sulphate in precipitation as observed by the European atmospheric chemistry network. - Atmospheric Environment 12:413-424.
- Johansson, O. 1966. Är kalkningen försummad? - Växtnäringsnytt 22.
- Jönsson, E. 1964. Lågfotometrisk bestämning av kalcium, magnesium, natrium och kalium. - Mälarundersökningen. Metodmedd. 1.
- Karlgren, L. 1962. Vattenkemiska analysmetoder. - Stencil. Limnol. inst., Uppsala.
- Kristiansen, J. 1969. Chrysosphaerella multispina Bradley and some other remarkable Chrysophyceae from Lake Stråken, Aneboda, Sweden. - Österr. Bot. Zeitschr. 116:70-84.
- Leivestad, H., Hendrey, G., Muniz, I.P. & Snekvik, E. 1976. Effects of acid precipitation on freshwater organisms. - In: Braekke, F.H. (ed.): Impact of acid precipitation on forest and freshwater ecosystems in Norway. SNSF-project Fr 6/76, pp. 64-85.
- Lohammar, G. 1938. Wasserchemie und höhere Vegetation schwedischer Seen. - Symbolae Botanicae Upsalienses III:1, Uppsala.
- Länsstyrelsen i Kronobergs län. 1979. Vattenbeskaffenheten i Kronobergs läns sjöar. - Stencil. Växjö.
- Lönnerblad, G. 1931. Zur Kenntnis der Chemie einiger Humusseen. - Arch. für Hydrobiol. 22:355-368.
- Mackereth, F.J.H. 1955. Ion-exchange procedures for the estimation of (I) total ionic concentration, (II) chlorides and (III) sulphates in natural waters. - Mitt. int. Limnol. 4.
- Malmer, N. 1960. Some ecologic studies on lakes and brooks in South Swedish uplands. - Bot. not. 113:87-116.
- 1961. Ecological studies on the water chemistry of lakes in South Sweden. - Bot. not. 114:121-144.

- Malmer, N. 1975. Inventeringar av sjöars förurning. - SNV PM 676, Stockholm.
- Menzel, D.W. & Corwin, N. 1965. The measurement of total phosphorus in seawater based on the liberation of organically bound fractions by persulfate oxidation. - *Limnol. Oceanogr.* 10:280-282.
- Murphy, J. & Riley, J. 1962. A modified single-solution method for determination of phosphate in natural water. - *Anal. Chim. Acta.* 27:31-36.
- Naumann, E. 1917. Undersökningar öfver fytoplankton och under den pelagiska regionen försiggående gyttje- och dybildningar inom vissa syd- och mellansvenska urbergsvatten. - *Kungl. svenska Vet. Akad. handl.* 56:6.
- Odén, S. 1968. Nederbördens och luftens förurning - dess orsaker, förlopp och verkningar i olika miljöer. - Stencil. Stat. natr. forskn.råds Ekologikomm. Bull. 1.
- OECD. 1979. The OECD programme on long range transport of air pollutants. Measurements and findings. - OECD, Paris.
- Ohle, W. 1940. Chemische Eigenart der småländischen Seen. - *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 9:145-159.
- 1953. Der Vorgang rasanter Seenalterung in Holstein. - *Naturwissenschaften* 40.
- Pejler, B. 1975. On long-term stability of zooplankton composition. - *Inst. Freshwater Res., Drottningholm. Rep.* 54:107-117.
- Pettersson, B. 1971. Limnologisk statusundersökning av sjön Skärilen, Småland. - Stencil. *Limnol. inst.*, Lund.
- Rodhe, W. 1949, The ionic composition of lake waters. - *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 10:377-386.
- Thunmark, S. 1931, Der See Fiolen und seine Vegetation. - *Acta Phytogeographica Suecica* II, Uppsala.
- 1937. Über die regionale Limnologie von Südschweden. - *Sver. geol. Unders. Afhandl.* C410.
- 1945. Zur Soziologie des Süßwasserplanktons. Eine methodologisch-ökologische Studie.- *Folia limnol. scand.* 3.
- 1948. Sjöar och myrar i Lenhovda socken. - I: Lenhovda. En Värendssocken berättar. Moheda. Pp. 665-710.
- Tryselius, O. 1971. Runoff map of Sweden. Average annual runoff for the period 1931-1960. - SMHI, Medd., Serie C 7, 4 p.
- Wetzel, R.G. 1975. Limnology. - W.B. Saunders Company, Philadelphia.

- Wiklander, L. 1970. Urlakning av näringsämnen. 1. Halten i dräneringsvatten. - Grundförbättring 23:117-141.
- Willis, J.B. 1961. Determination of calcium and magnesium in urine by atomic absorption spectroscopy. - Anal. Chem. 33.
- Wood, E.D., Armstrong, F.A.J. & Richards, F.A. 1967. Determination of nitrate in sea water by cadmium-copper reduction to nitrite. - J. mar. biol. Ass. U K 47:23-31
- Wright, R.F. & Gjessing, E. 1976. Acid precipitation: Changes in the chemical composition of lakes. - Ambio 5:219-223.
- Åberg, B. & Rodhe, W. 1942. Über die Milieufaktoren in einigen südschwedischen Seen. - Symb. bot. upsal. 5:3.



LIMNOLOGISKA INSTITUTIONEN LUNDS UNIVERSITET

ÖVERSIKT ÖVER VATTENKEMISKA FÖRÄNDRINGAR I SKÅNSKA SJÖAR

Gunnar Andersson



LIMNOLOGISKA INSTITUTIONEN LUNDS UNIVERSITET

ÖVERSIKT ÖVER VATTENKEMISKA FÖRÄNDRINGAR I SKÅNSKA SJÖAR

Gunnar Andersson

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

INLEDNING	3
METODIK	3
KORT SJÖBESKRIVNING	4
METEOROLOGISKA, HYDROLOGISKA OCH NEDERBÖRDS- KEMISKA FÖRHÅLLANDEN	4
RESULTAT	9
DISKUSSION	15
SAMMANFATTNING	19
LITTERATURFÖRTECKNING	21

INLEDNING

Under de senaste decennierna har den atmosfäriska depositionen av syra och svavel över Skandinavien ökat markant och tusentals sjöar i södra Sverige och Norge har försurats (Dickson 1975, Wright & Snekvik 1978). Vattenkemiska förändringar i icke försurade sjöar har beskrivits från Dalarna och Norrbotten (Andersson 1977) och från centrala Småland (Andersson 1980).

Majoriteten av de skånska sjöarna är mycket välbuffrade och ej förurningshotade. Vattenkemiskt avviker de starkt från de sjöar på urbergsmorän som drabbats av förurning, men då likartade vattenkemiska förändringar delvis tycks förekomma i de olika regionernas sjöar, har det ansetts befogat att göra en mycket kortfattad sammanställning av resultat från en pågående undersökning över vattenkemiska förhållanden i skånska sjöar. Undersökningens huvudmålsättning har varit att klarlägga långtidsmässiga vattenkemiska förändringar, speciellt med avseende på trofiförändringar, men analys av makrokonstituenten har också ingått. Jämförelser har gjorts med resultat från två undersökningar genomförda 1946-48, behandlande skånska sjöars vattenkemi (Almestrand 1951) och vegetation (Lundh 1951). A. Almestrand har vänligen ställt delvis opublicerat material till förfogande.

METODIK

Elva sydsvenska sjöar har besökts en gång årligen i juli-augusti, varvid siktdjup och temperatur mätts samt vattenprov insamlats. Beträffande vattenkemisk analysmetodik hänvisas till Andersson (1980). Under åren 1967, 1968, 1972 och 1978 har undersökningen utvidgats till att omfatta 35 sjöar fördelade över hela landskapet och inkluderande de 32 sjöar som undersöktes av Almestrand och Lundh (op. cit.).

KORT SJÖBESKRIVNING

De undersökta sjöarna är i flera avseenden mycket olika. De sydliga sjöarna är belägna på bördiga moränleror, grunda och eutrofa, medan sjöarna i norr är belägna på urbergsmorän, djupa och oligotrofa (Fig 1). Majoriteten av sjöarna är kulturbåverkad men ej utsatta för direkt förorening genom utsläpp av avloppsvatten från tätorter. Undantag härifrån utgör Västra och Östra Ringsjön, Finjasjön samt Hammarsjön. Uppgifter om sjöarna finns samlade i Tabell 1 och sjöarnas belägenhet i förhållande till förekommande jordarter framgår av Figur 1. Lundh (1951) har detaljerat beskrivit geologiska, hydrologiska och meteorologiska förhållanden samt vegetation.

METEOROLOGISKA, HYDROLOGISKA OCH NEDERBÖRDSKEMISKA FÖRHÅLLANDEN

Nederbörden i Skåne är låg i sydväst (ca 500 mm/år) men betydligt högre på Linderödsåsen, och i norr (ca 800 mm/år). Störst nederbörd faller under juli-augusti och variationen mellan olika år kan vara betydande (Fig 2).

Enligt Tryselius (1971) är den specifika avrinningen i söder 6 l/sek·år och i norr 12 l/sek·år. En viss regelbundenhet karakteriserar den långperiodiska variationen i avrinning (Fig 2). Jämförelseperioden 1946-78 inleddes och avslutades med en torrperiod.

En betydande deposition av natrium och klorid av marint ursprung och av syra och svavel huvudsakligen emanerande från luftföroreningar äger rum över Skåne. Våtdepositionen av syra och svavel över Skåne har ökat från 1955 till 1965, men därefter varit relativt oförändrad (Fig 3).

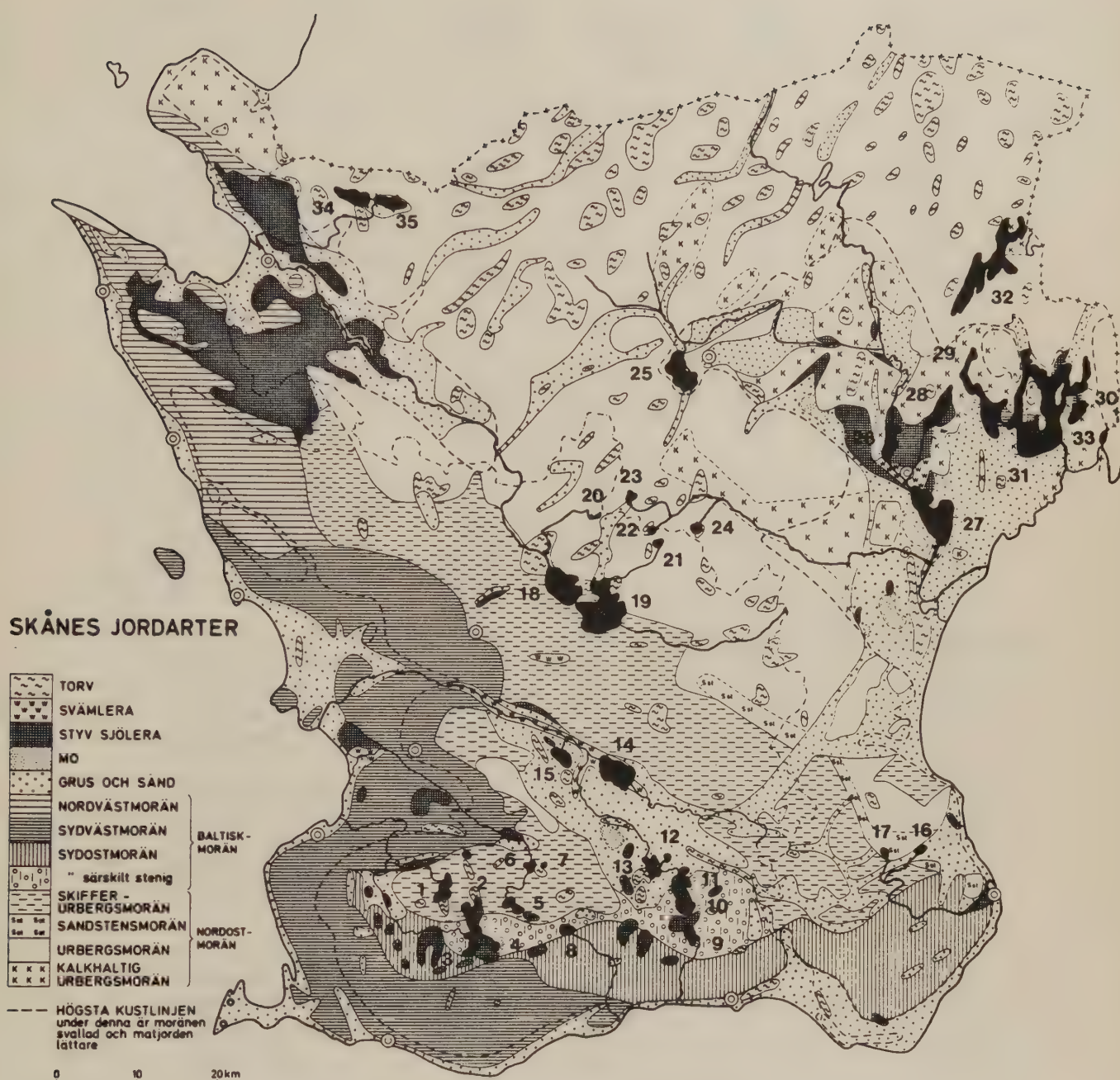


Fig 1. Karta över Skånes jordarter (framställd vid Geologiska institutionen, Lund). De undersökta sjöarna (svartmarkerade) med nummerbeteckning enligt Tab 1.

Nr	Sjö	Areal km ²	Största kända djup (m)	Höjd över havet (m)	Vattendrags- system
1	Yddingen	2,6	3	43	Sege å
2	Fjällfotasjön	2,5	3	52	""
3	Börringesjön	3,7	3	49	""
4	Havgårdssjön	0,6	6	51	""
5	Björkesåkrasjön	1,1	2	60	Höje å
6	Häckebergasjön	0,7	4	49	""
7	Bokesjön	0,1	4	ca 60	""
8	Svaneholmssjön	14,3	3	59	Skivarpån
9	Krageholmssjön	2,1	10	43	Svartån
10	Ellestasjön	2,9	6	38	Kävlingeån
11	Snogeholmssjön	3,0	9	36	""
12	Sövdeborgssjön	0,1	3	36	""
13	Sövdesjön	2,8	12	35	""
14	Vombsjön	12,4	14	20	""
15	Krankesjön	4,2	2	19	""
16	Gyllebosjön	0,5	15	67	Tommarpsån
17	Tunbyholmssjön	0,1	1	88	""
18	V Ringsjön	14,5	6	54	Rönne å
19	Ö Ringsjön	26,2	15	54	""
20	Dagstorpssjön	0,5	4	107	""
21	Kvesarumssjön	0,6	-	105	""
22	Sjöbergasjön	0,4	2	105	Helgeån
23	Tjörnarpsjön	0,6	3	109	""
24	Bosarpssjön	0,8	-	117	""
25	Finjasjön	10,9	17	43	""
26	Araslövssjön	5,1	2	1	""
27	Hammarsjön	17,5	3	1	""
28	Råbelövssjön	8,3	11	2	""
29	Oppmannasjön	14,5	13	6	Skräbeån
30	Levrasjön	3,0	18	7	""
31	Ivösjön	54,2	50	6	""
32	Immeln	24,0	28	81	""
33	Siesjön	0,3	1	10	Sissebäck
34	Västersjön	5,4	13	66	Rössjöholmsån
35	Rösjön	3,6	24	66	""

Tab 1. Förteckning över de undersökta sjöarna i Skåne med uppgift om areal, största kända djup, höjd över havet och vattendragssystem. Sjöarnas läge framgår av Fig 1.

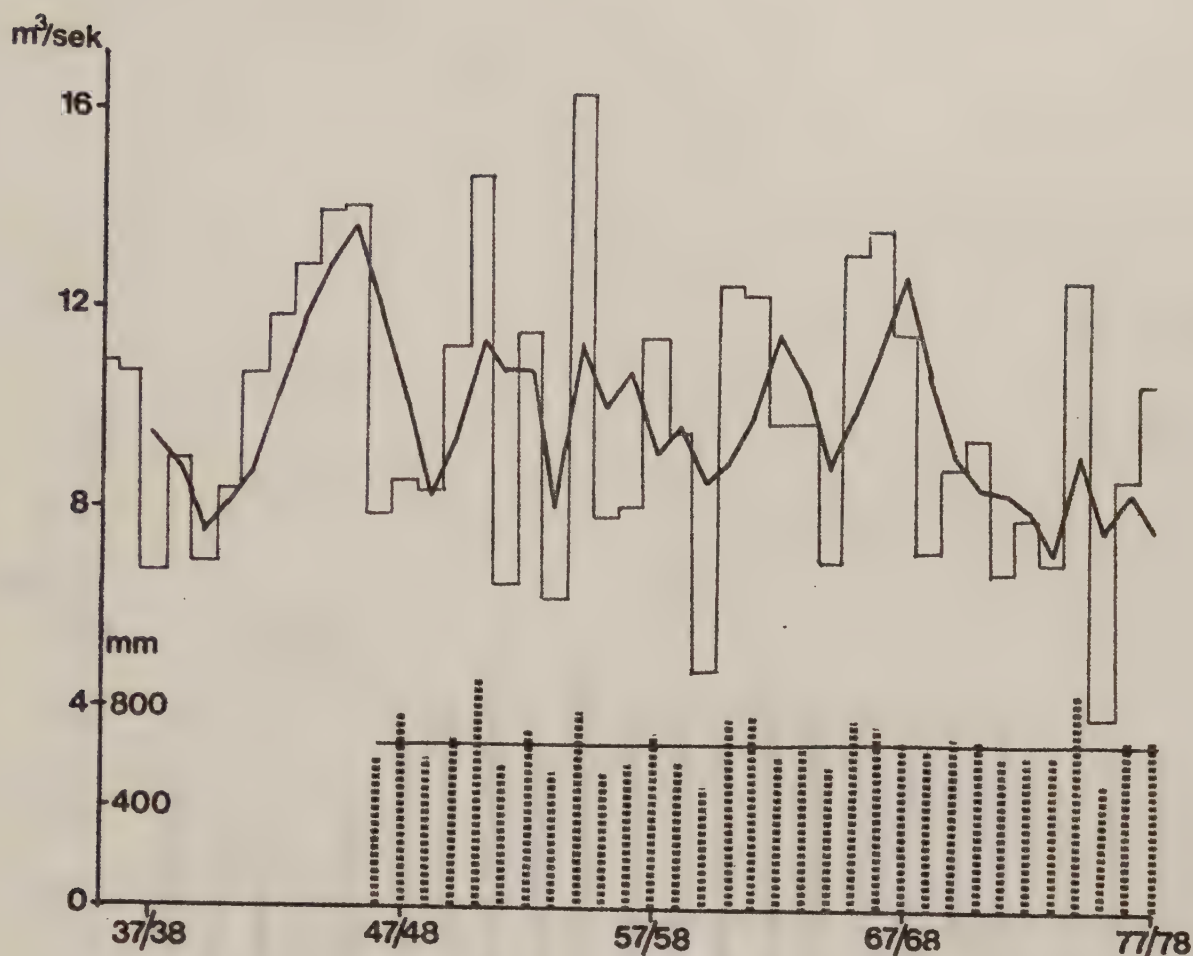


Fig 2. Medelvattenföring i Rönneån vid Forsmöllan (30 km NV Västra Ringsjön) 1935/36 - 1977/78 och nederbörd vid Hörby (5 km O Östra Ringsjön) 1946/47 - 1977/78. Data från SMHI, Norrköping. Datamaterialet har grupperats så att vattenföring och nederbörd anges för perioden 1.7 - 30.6, d v s året närmast före provtagningen på sensommaren.

Vattenföring (m^3/sek): Årlig medelvattenföring (tunna staplar) och rullande 3-årsmedelvärde (grov linje).
 Nederbörd (mm/år): Årsnederbörd (streckad linje) och medelnederbörd 1947/48 - 1977/78 (heldragen linje).

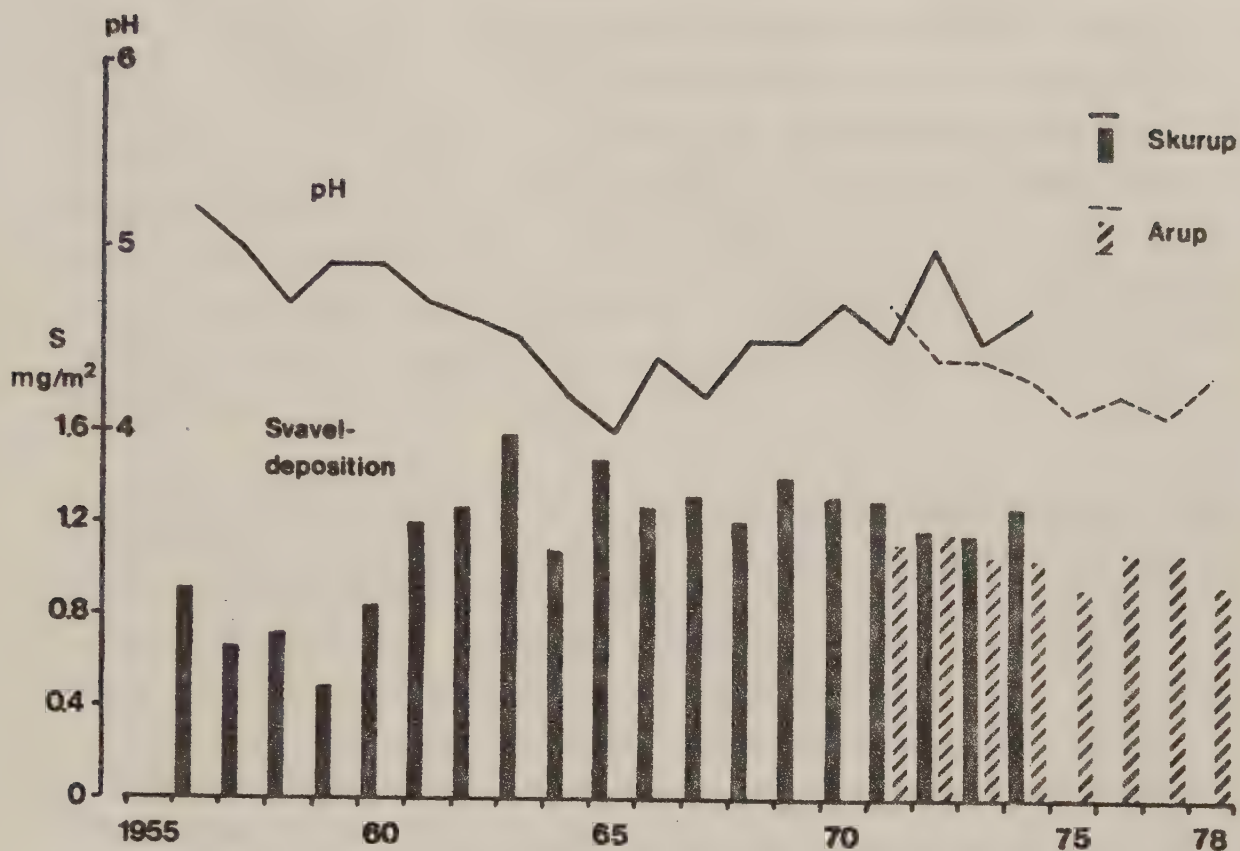


Fig 3. Nederbördens pH och våtdepositionen av svavel över Skåne. Förhållandena illustreras med data från Skurup (30 km SO Lund) och efter denna stations nedläggning med värden från Arup (40 km NO Lund).

pH = årsmedelvärden av månadsinsamlingar.

Svaveldeposition = årlig våtdeposition (mg/m^2).

Data från Meteorologiska institutionen, Stockholms universitet.

RESULTAT

Joninnehållet i de skånska sjöarna är mycket olika. De oligotrofa sjöarna på urbergsmorän i nordväst och nordost har en konduktivitet om ca 60-70 uS/cm, medan konduktiviteten i sjöarna belägna på baltisk morän och nordostmorän i södra delen av landskapet är 300-400 uS/cm. De flesta sjöar är typiska "karbonatsjöar"; kalcium och bikarbonat utgör 60-80 % av kat- resp anjoner. Jonordningen är $\text{Ca} > \text{Na} \approx \text{Mg} > \text{K}$ resp $\text{HCO}_3 > \text{SO}_4 > \text{Cl}$. Joninnehållet är störst under perioden höst-vår. I mycket produktiva sjöar, exempelvis Börringesjön och Ellesta-sjön, förekommer en så omfattande biogen kalkutfällning, att vattnets halt av kalcium och bikarbonat under sommaren reduceras med upp till 50 %.

En genomgående ökning av konduktiviteten har ägt rum från 1947 till 1968 och därefter till 1978 (Fig 4). Ökningen 1968-78 tycks delvis sammanhänga med den koncentrerings av sjöarnas joninnehåll som ägt rum under "torråren" under 1970-talet. Några av de äldre mätningarna är från 1946 och 1948, men majoriteten från 1947, ett år som i Skåne kännetecknades av en mycket varm sommar med liten avrinning (jfr Fig 2 och Lundh 1951). Under 1947 bör således också en viss koncentrerings av joninnehållet ha förekommit och en konduktivitetsförhöjning är också märkbar i Almestrand's material. Konduktiviteten i skånska sjöar är vanligen lägst under högsommaren (juli-augusti). Eftersom flertalet värden från 1946-48 är från juni eller september och värdena från 1967-78 från högsommaren, kan skillnaderna mellan 1946-48 och senare år ha varit större än vad som framgår av Fig 4.

Sulfat är den makrokonstituent vars koncentration ändrats mest. Mellan 1968 och 1978 var ökningen i genomsnitt ca 50 % (Fig 5). Detta är långt mer än vad som kan förklaras av den hydrologiskt betingade koncentrerings. En successiv sulfat-ökning, som inte är direkt korrelerad med avrinningsförhållandena, har registrerats 1967-78 i merparten av de årligen undersökta sjöarna. I exempelvis Havgårdssjön är ökningen

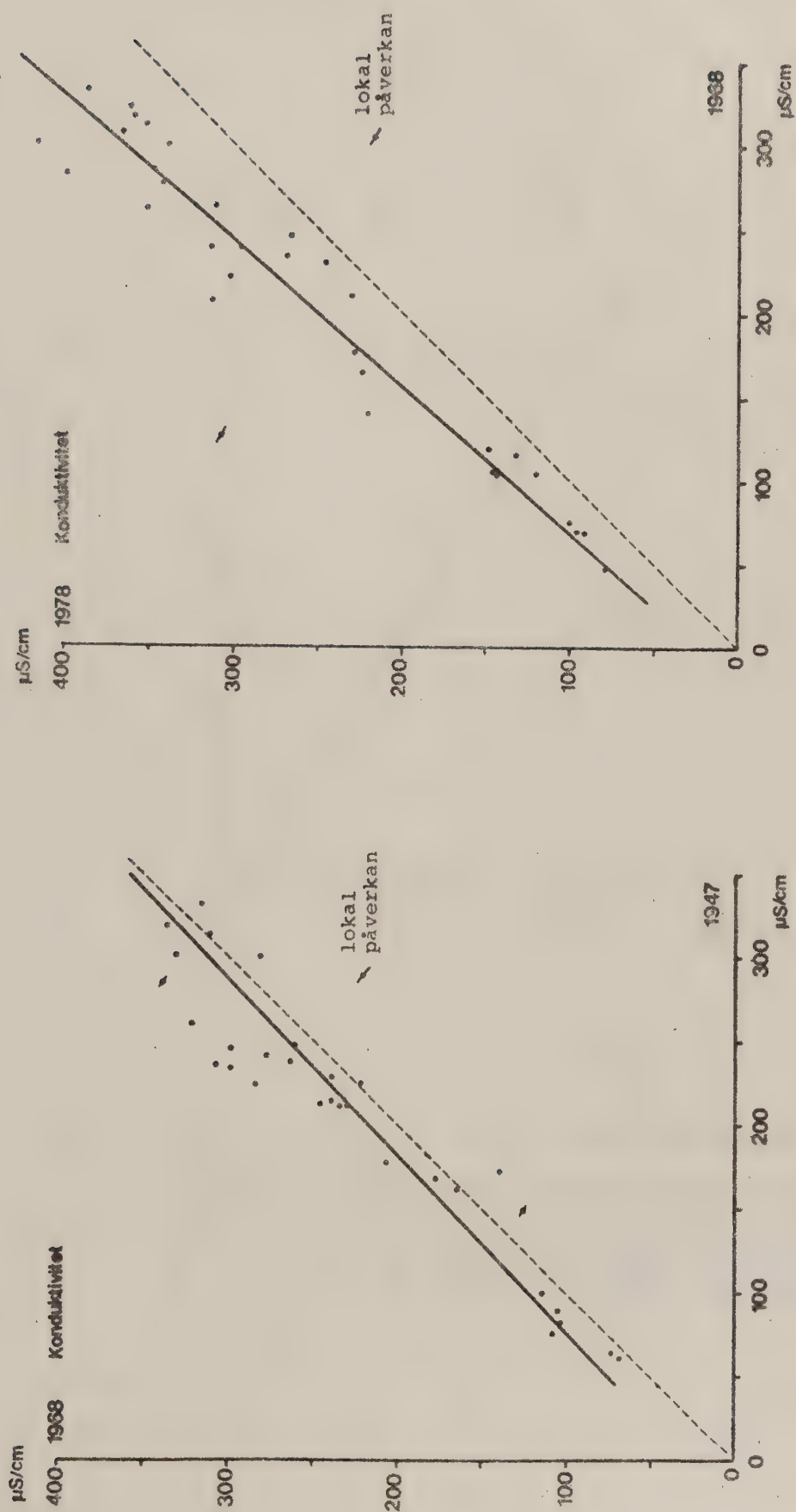


Fig 4. Konduktivitet i Skånesjöar 1947 och 1968 (till vänster) resp 1968 och 1978 (till höger).

Regressionsekvation, determinationskoefficient och signifikansnivå för skillnaden mellan regressionslinjen och linjen $y = x$ (t-test) hos ej påverkade sjöar: Konduktivitet 1947 och 1968 ($n=29$): $y = 0,95x + 28,37$; $r^2 = 0,86$; $p > 0,1$
Konduktivitet 1968 och 1978 ($n=33$): $y = 1,15x + 19,98$; $r^2 = 0,94$; $p < 0,01$.

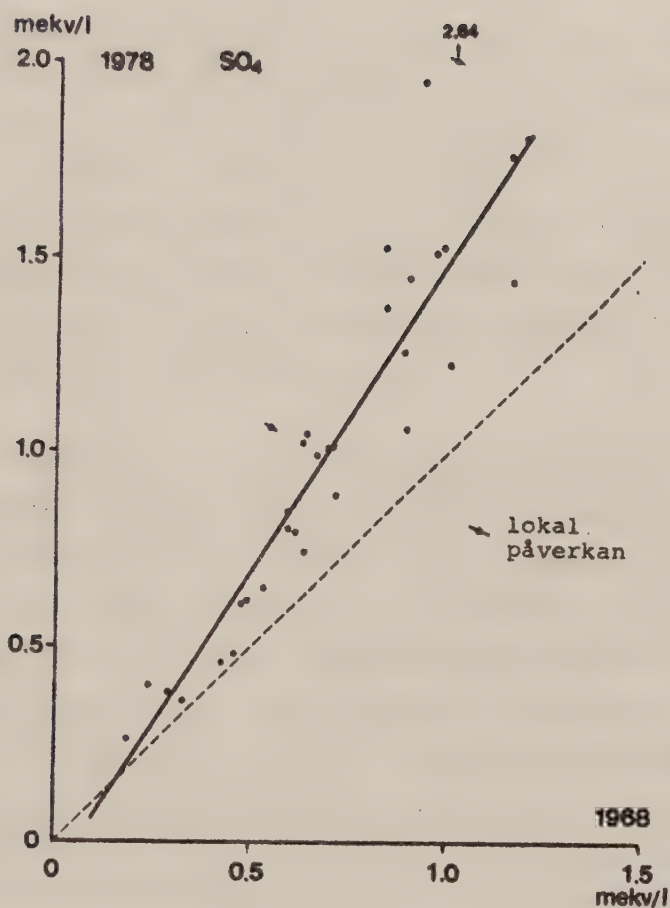


Fig 5. Koncentration av sulfat i 35 Skånesjöar 1968 och 1978.
 Regressionsekvation, determinationskoefficient och signifikansnivå för skillnaden mellan regressionslinjen och linjen $y = x$ (t-test) hos ej påverkade sjöar ($n=33$):
 $y = 1,59x - 107,45$; $r^2 = 0,88$; $p < 0,001$.

mycket rätlinjig (Fig 9). Stora skillnader mellan tidsavsnitten 1946-48 och 1966 och senare år förekommer. Denna tendens är genomgående i materialet och sulfathalten har i flertalet sjöar under de senaste 30 åren ökat med 50-100 %.

Den lilla Sövdeborgssjön (nr 12, Fig 1) har vid alla undersökningstillfällen haft en mycket låg sulfathalt, 140-260 uekv/l, vilket i stort motsvarar nederbördens koncentration. Om svaveltillförseln med torrdeposition och koncentrerings genom evapotranspiration beaktas, innebär det att en betydande svavelförlust äger rum i sjön eller dess tillrinningsområde. Sulfathalten i de närbelägna sjöarna Sövdesjön och Snogeholmssjön är 800-1500 uekv/l.

De skånska sjöarna får ett betydande tillskott av "saltspray" från kringliggande havsområden och såväl natrium- som kloridhalten är relativt hög. Av ännu okänd anledning har halterna ökat från 1968 till 1978 (Fig 6). Jämfört med 1946-48 är kloridhalten 20 år senare tämligen oförändrad (jfr Fig 9). (Almestrand analyserade inte natrium 1946-48). I Yddingen var halterna 1978 (Na 987, Cl 1094 uekv/l) och närmast föregående år förhöjda genom inverkan från vägsalt. Sådan påverkan är i mindre omfattning trolig i ytterligare några sjöar. I Hammar-sjön har de höga halterna (Na 1340, Cl 1195 uekv/l) sannolikt orsakats av från Hanöbukten periodvis inträngande brackvatten.

Halter av magnesium och kalium redovisas i Fig 7. Magnesiumhalten har 1967-78 ökat med 20-25 %, vilket till stor del kan förklaras med en koncentrerings. Förändringen i kaliumhalt under perioden var obetydlig. Att döma av äldre värden var magnesium- och kaliumhalten 1946-48 något högre än 1967-78 (Fig 10).

Variationen i kalciumhalt och alkalinitet mellan olika år är i högproduktiva sjöar relativt stor och reglerad av primärproducenternas fotosyntes. Den biogena kalkutfällningen under sommaren är betydande. En svag tendens till kalciumökning

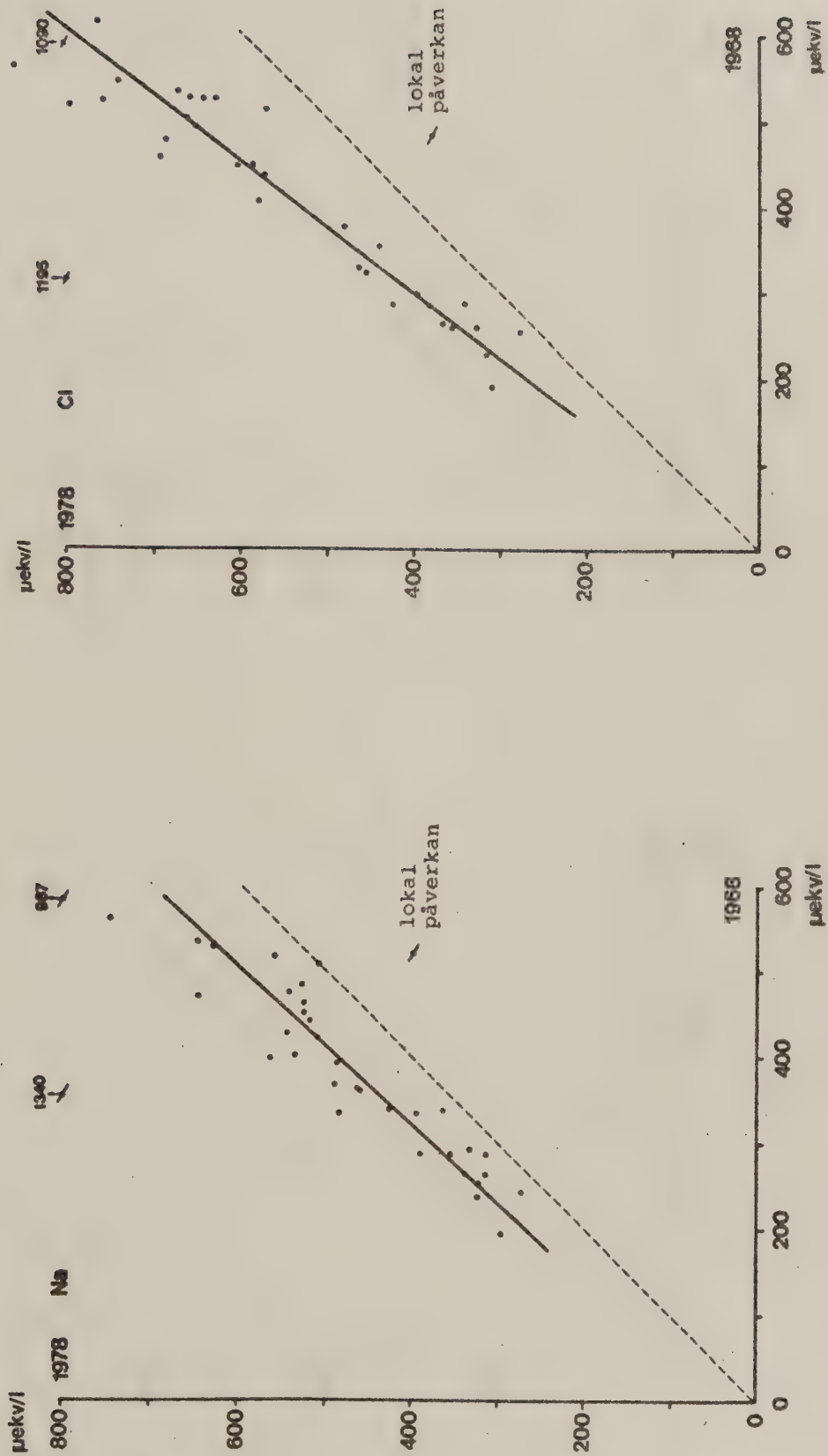


Fig 6. Koncentration av natrium (till vänster) och klorid (till höger) i 35 Skånesjöar 1968 och 1978.
 Regressionsekvation, determinationskoefficient och signifikansnivå för skillnaden mellan regressionslinjen och linjen $y = x$ (t-test) hos ej påverkade sjöar ($n=33$):
 Natrium: $y = 1,09x + 50,28$; $r^2 = 0,86$; $p > 0,1$
 Klorid: $y = 1,31x + 5,90$; $r^2 = 0,90$; $p < 0,001$.

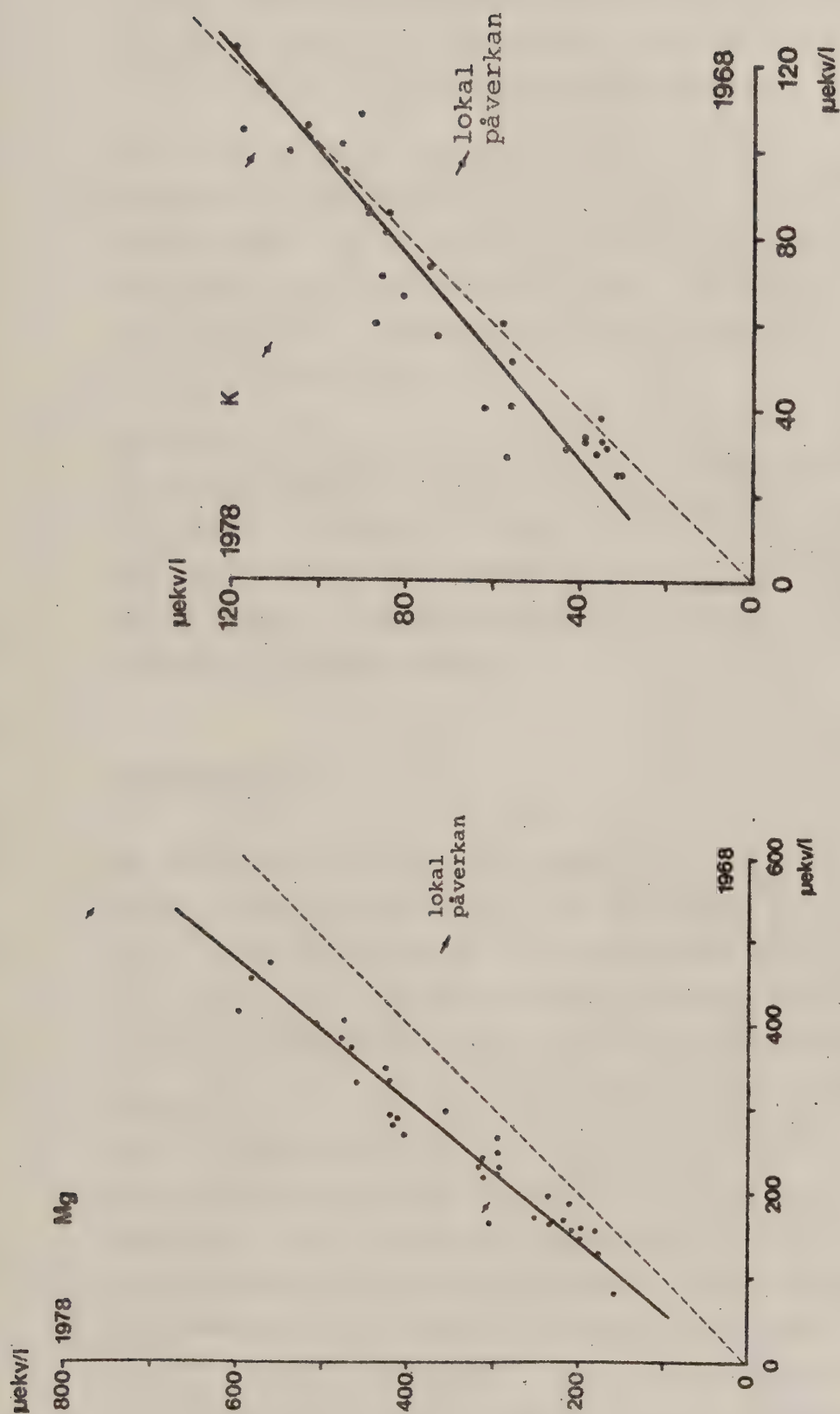


Fig 7. Koncentration av magnesium (till vänster) och kalium (till höger) i 35 Skånesjöar 1968 och 1978.
 Regressionsekvation, determinationskoefficient och signifikansnivå för skillnaden mellan regressionslinjen och linjen $y = x$ (t-test) hos ej påverkade sjöar ($n=33$):
 Magnesium: $y = 1,21x + 27,15$; $r^2 = 0,93$; $p < 0,002$
 Kalium : $y = 0,85x + 15,58$; $r^2 = 0,89$; $p < 0,01$.

finns medan alkaliniteten är oförändrad eller minskande (jfr Fig 8, 9 och 10). I de mindre välbuffrade sjöarna i nordost och nordväst är alkalinitetsminskningen tydligare.

På grund av stor koncentrationsvariation under sommaren har eventuella långtidsförändringar av kväve- och fosforhalter varit svåra att belägga. En fördubbling av totalkvävehalten har ägt rum i Fjällfotasjön och i Ringsjöarna mellan 1971-73 och 1975-78. I Ringsjöarna finns också en tendens till stigande totalfosforhalt.

De eutrofa sydsåkanska sjöarna är sommartid kraftigt ler- och planktongrumlade med ett siktdjup vanligen understigande 1 m. Att döma av uppgifter från 1943-47 (E Teiling opubl) och 1946-48 (Lundh 1951) var siktdjupet av samma storleksordning för 30 år sedan. I Ringsjöarna har siktdjupet minskat under den senaste 15-årsperioden.

DISKUSSION

En betydande konduktivitetsökning har ägt rum i samtliga 35 sjöar från 1946-48 till 1978. Ökningen är mest markant under 1970-talet och till en del korrelerad med minskad avrinning. Även före 1970 har emellertid joninnehållet ökat och andra processer måste medverka. Sulfat är den makrokonstituent som ökat mest (ca 50 % från 1947 till 1978), men även kalcium, magnesium, natrium och klorid har ökat. Eftersom alkaliniteten är oförändrad eller i svagt buffrande vatten reducerad, tyder de konstaterade förändringarna på en inverkan från sur nederbörd. Det totala joninnehållet och anjonsammansättningen i de skånska sjöarna har ändrats enligt samma mönster som konstaterats för sjöar i Småland (Andersson 1980) och i Norrbotten-Dalarna (Andersson 1977). Ökad syratillförsel till kalkhaltiga jordar bör resultera i en ökad utlösning av upplösning av kalciumkarbonat med förhöjd kalciumhalt i vattnen som följd. Någon försurningsrisk föreligger självklart inte

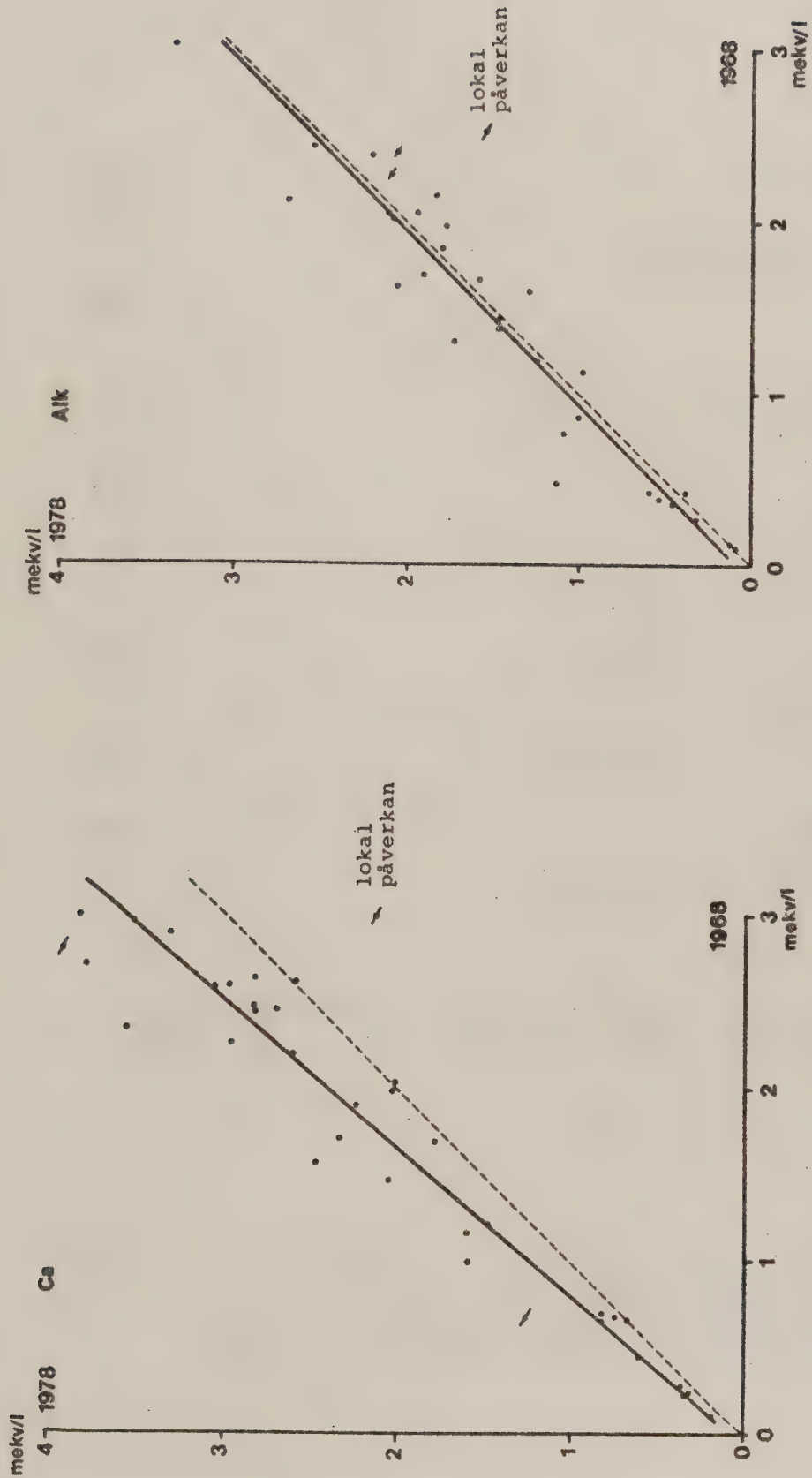


Fig 8. Koncentration av kalcium (till vänster) och alkaliniteten (till höger) i 35 Skånesjöar 1968 och 1978.

Regressionsekvation, determinationskoefficient och signifikansnivå för skillnaden mellan regressionslinjen och linjen $y = x$ (t-test) hos ej påverkade sjöar ($n=33$):

Kalcium : $y = 1,16x + 88,37$; $r^2 = 0,93$; $p < 0,01$

Alkalinitet: $y = 0,99x + 73,66$; $r^2 = 0,93$; $p > 0,1$.

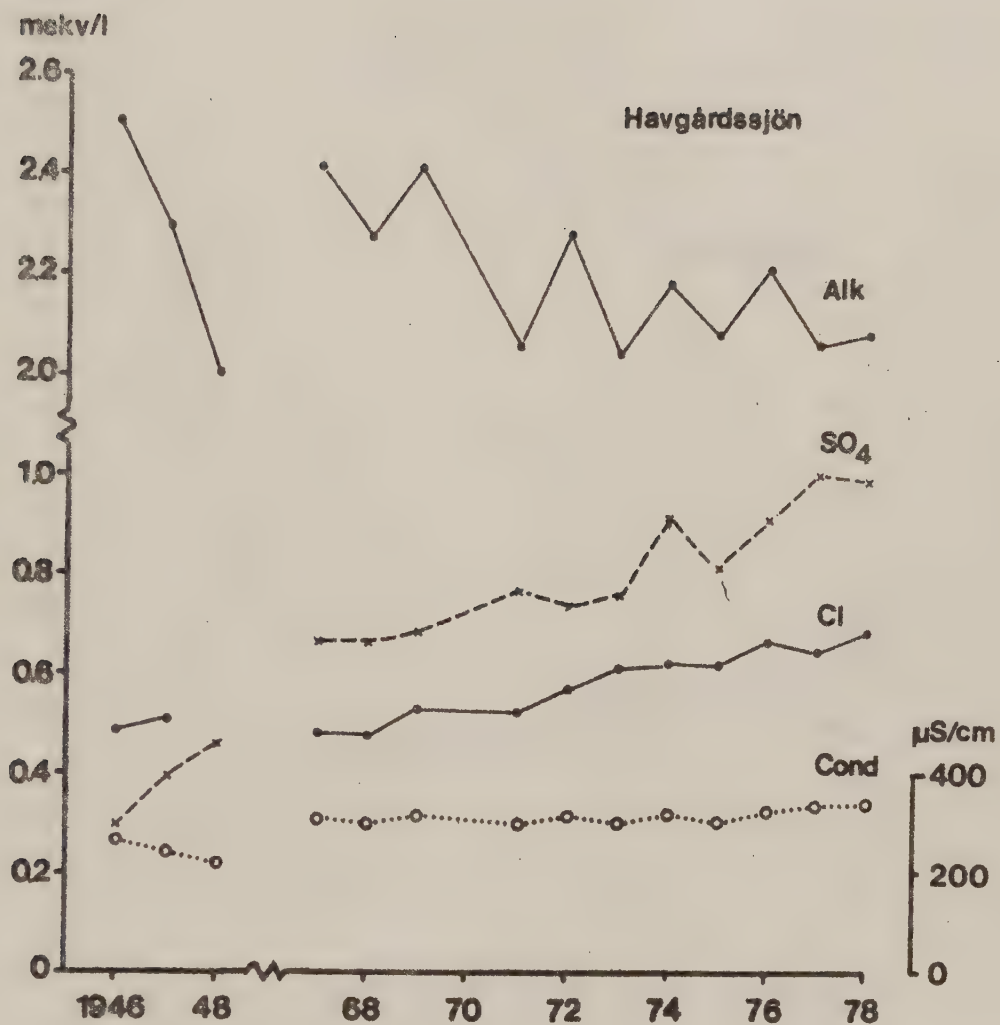


Fig 9. Konduktivitet, alkalinitet samt koncentrationer av sulfat och klorid i Havgårdssjön 1946-78. Data från 1946-48 från A Almestrand.

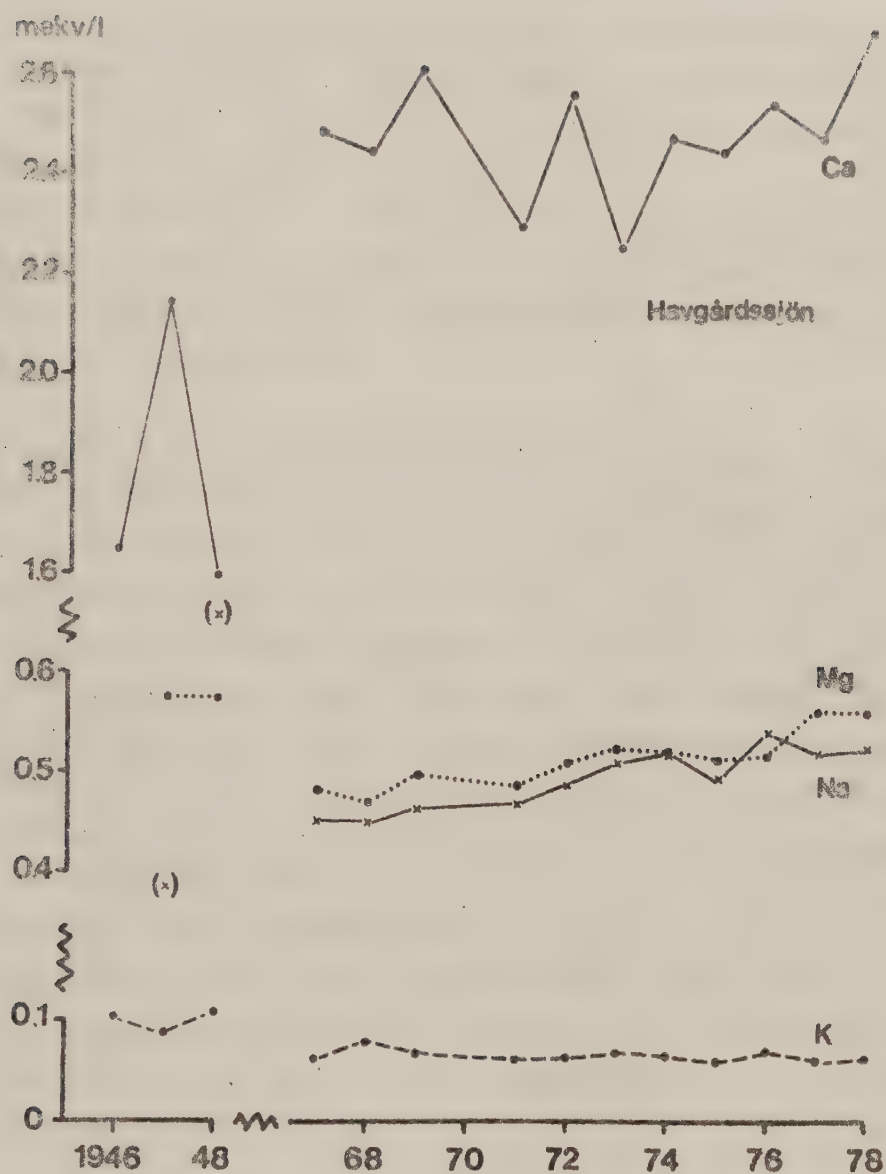


Fig 10. Koncentrationer av kalcium, magnesium, natrium och kalium i Havgårdssjön 1946-78. Data från A Almestrand.

i de välbuffrade sydsåkanska sjöarna. Däremot är de buffert-svaga sjöarna i landskapets norra del hotade.

De sjöar som ligger på de näringsrika moränlerorna torde vara naturligt eutrofa och är sedan lång tid påverkade av aktiviteter inom jordbruket. Någon förändring beträffande katjonerna som skulle kunna tillskrivas ändrade brukningformer inom jordbruket har inte kunnat beläggas. Däremot torde den ökade tillförseln av sulfat med handelsgödsel ha bidragit till sulfatökningen. En ökad sulfathalt kan enligt Ohle (1954) indirekt påverka flödet av fosfor mellan sediment och vatten och bidra till en eutrofiering.

Några sjöar har eutrofierats under de senaste 30 åren. Mest markant är förändringen i de båda Ringsjöarna. Extern belastning av närsalter från tätorterna Höör och Hörby samt från jordbruket har successivt höjt sjöarnas trofigrad. Trots att tätorternas reningsverk byggts ut och kompletterats med fosforfällning under 1970-talet, har emellertid eutrofieringen fortsatt och akuta miljöproblem uppkommit under senare delen av 1970-talet. De tidigare relativt klara Ringsjöarna har förvandlats till alggrumlade sjöar med lågt siktdjup och högt pH (Fig 11). Växtplanktonsamhället i Västra Ringsjön dominerades under högsommaren 1947-48 av kiselalgen *Melosira islandica* med inslag av olika blågrönalger (Andersson 1948). 1977-79 dominerade däremot blågrönalgerna *Microcystis wesenbergii*, *M. viridis* och *Aphanizomenon flos-aquae* (analys J. Bertilsson, Lund).

SAMMANFATTNING

Den vattenkemiska sammansättningen i 35 skånska sjöar har undersökts sommartid åren 1967, 1968, 1972 och 1978. Siktdjup, pH, konduktivitet och halter av makrokonstituenten, totalfosfor och totalkväve har bestämts. I elva av sjöarna har variablerna under perioden 1967-78 analyserats en gång

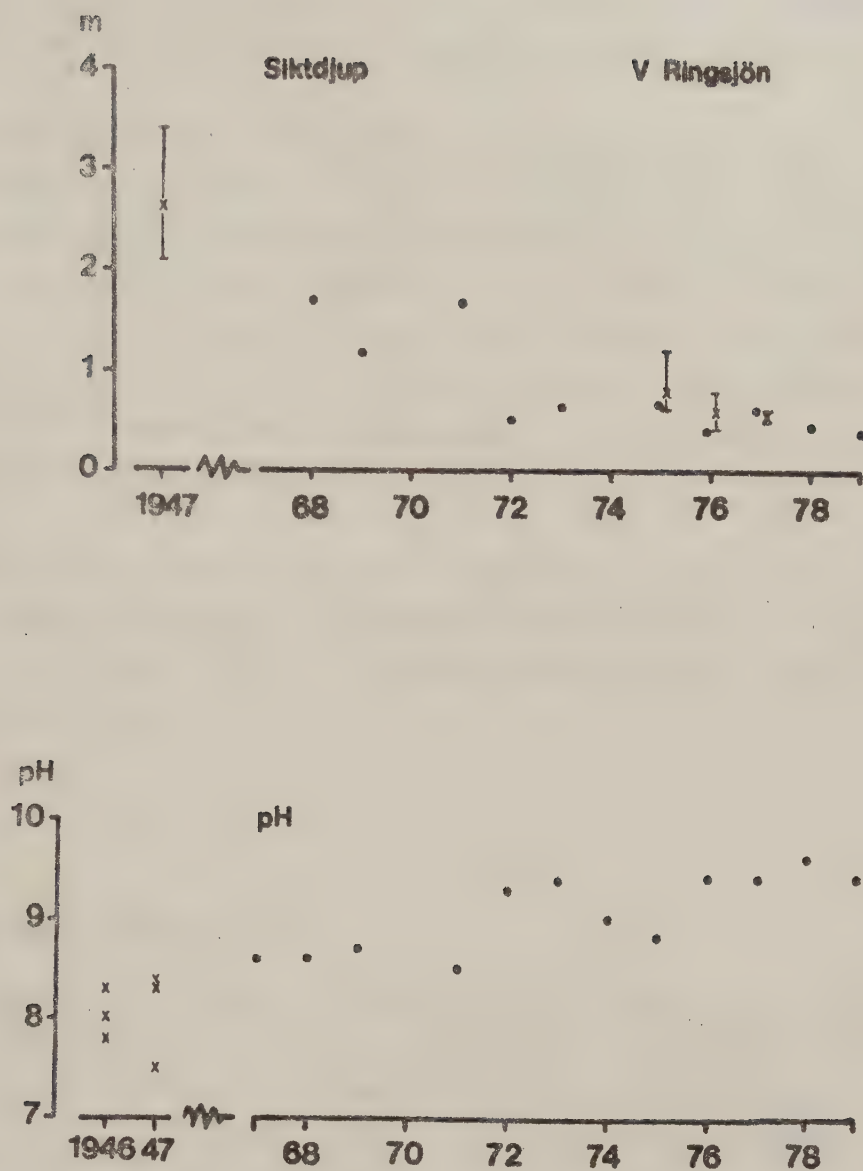


Fig 11. Siktdjup (upptill) och pH (nedtill) sommartid i Västra Ringsjön 1946-79.

Siktdjup. Max-, min- och medelvärden (juli-september) från 1947 (n=3), 1975 (n=12), 1976 (n=3) och 1977 (n=2). • = enstaka mätningar i juli-augusti. Källmaterial: 1947 (Andersson 1948), 1975-77 (RR-undersökningen, Uppsala) och 1968-79 (•, författaren).

pH. Källmaterial: 1946-47 (Andersson 1948) och 1967-79 (•, författaren).

varje sommar med undantag för sommaren 1970. Jämförelser har gjorts med de vattenkemiska förhållandena 1946-48.

Konduktiviteten, samt koncentrationerna av sulfat, kalcium, magnesium, natrium och klorid har ökat från 1946-48 till 1978. En hydrologiskt betingad koncentrerings av joninnehållet har ägt rum under senare delen av 1970-talet, men den långtidsmässiga förändringen är sannolikt orsakad av en ökad syra- och svaveldeposition. Alkaliniteten är i välbuffrade sjöar i stort oförändrad, men reducerad i svagt buffrade sjöar i landskapets norra del.

I Ringsjöarna har, trots en förbättrad avloppsvattenrening med närsaltfällning, en eutrofieringsprocess accelererat under 1970-talet och 1977-79 förekom sommartid en massiv blom av blågrönalger.

LITTERATURFÖRTECKNING

- Almestrand, A. 1951. Studies on the vegetation and hydrochemistry of Scanian lakes II. Ion determinations in lake waters. - Bot. not. Suppl. 2:143-174.
- Andersson, A. 1948. Näringstillgång och planktonutveckling i några skånska sjöar. - Vattenhygien 1948:9-21.
- Andersson, G. 1977. Kemiska förändringar i sjöar i Norrbotten och sydöstra Dalarna. - Limn. inst., Lund.
- Andersson, G. 1980. Långtidsmässiga förändringar i småländska sjöars vattenkemi. - Limn. inst., Lund.
- Dickson, W. 1975. The acidification of Swedish lakes. - Inst. Freshw. Res., Drottningholm. Rep. 54.
- Lundh, A. 1951. Studies on the vegetation and hydrochemistry of Scanian lakes I. Higher aquatic vegetation. - Bot. not. Suppl. 2:3-141.
- Ohle, W. 1954. Sulfat als "Katalyzator" des limnischen Stoffkreislaufes. - Vom. Wasser 21:13-32.
- Wright, R. F. & Snekvik, E. 1978. Acid precipitation: chemistry and fish populations in 700 lakes in southernmost Norway. - Ver. Internat. Verein. Limnol. 20:765-775.

